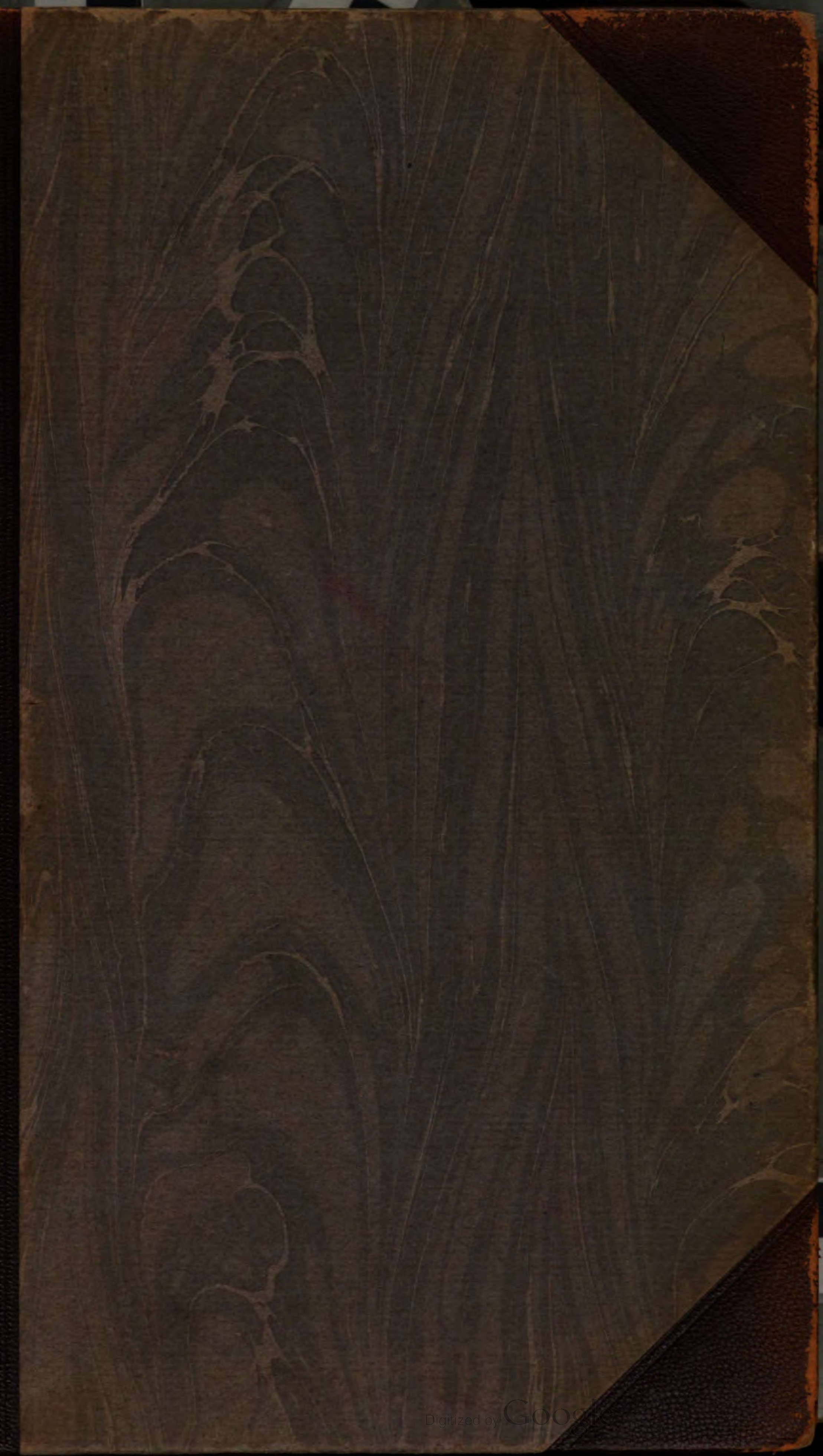
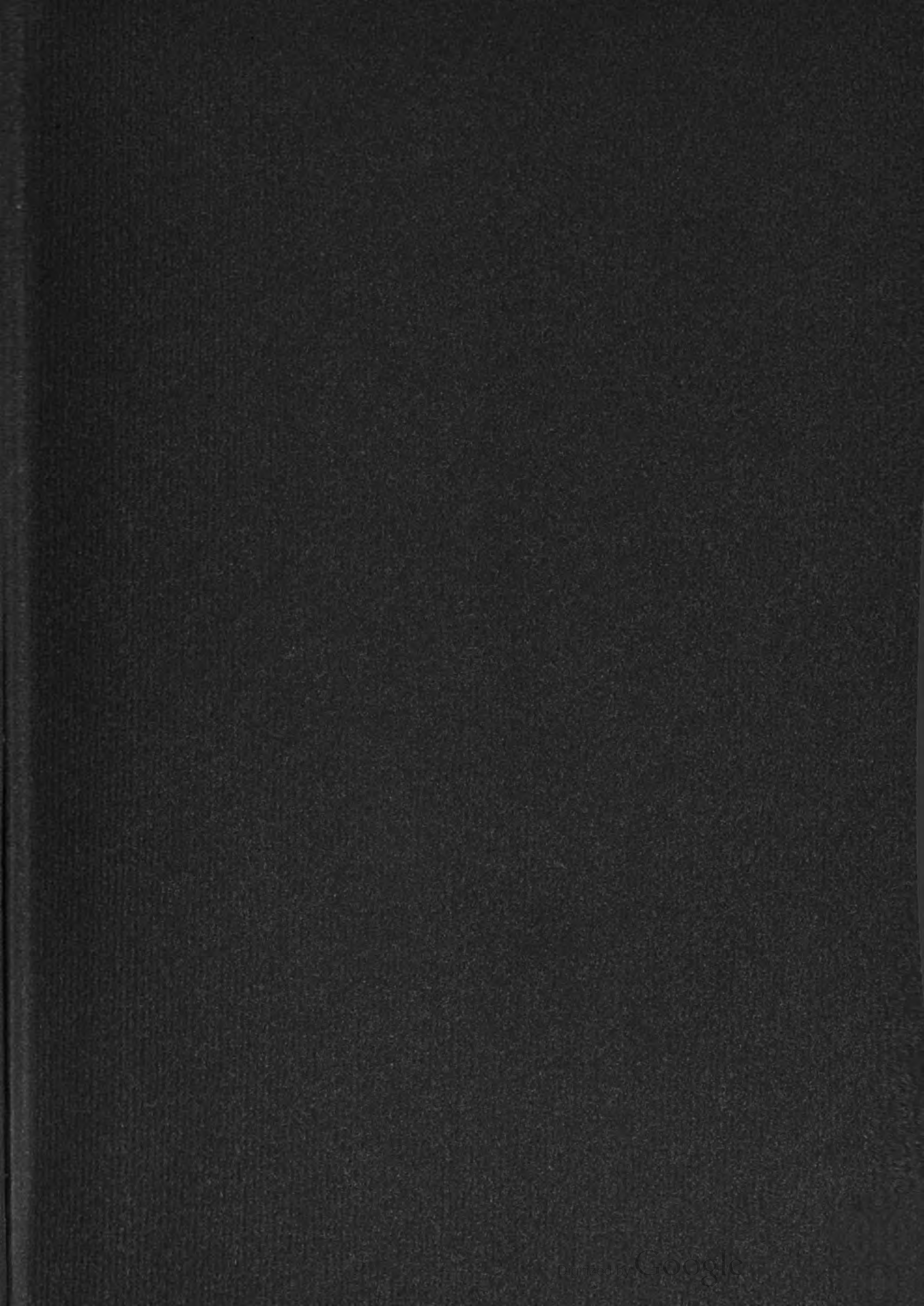






Handbuch der Hygiene

Unter Mitwirkung von

Geh. Obermedizinalrat Dr. **R. Abel,** Berlin; Regierungsbaumeister a. D. **J. Boethke,** Berlin; Geh. Medizinalrat Prof. Dr. **C. Fränkel,** Halle; Prof. Dr. **E. Friedberger,** Berlin; Prof. Dr. **U. Friedemann,** Berlin; Sanitätsinspektor Prof. Dr. **E. Gotschlich,** Alexandrien; Prof. **R. Graßberger,** Wien; Geh. Medizinalrat Prof. Dr. **O. Heubner,** Berlin; Hofrat Prof. Dr. **F. Hueppe,** Prag; Prof. Dr. **C. Kißkalt,** Berlin; Prof. Dr. **R. Kolkwitz,** Berlin; Reg.-Baumeister **G. Langen,** Berlin; Prof. Dr. **K. B. Lehmann,** Würzburg; Prof. Dr. **A. Lode,** Innsbruck; Geh. Baurat Dr.-Ing. **O. March,** Charlottenburg; Prof. Dr. **J. Mayrhofer,** Mainz; Bezirksarzt Dr. **S. Merkel,** Nürnberg; Prof. **P. Th. Müller,** Graz; Prof. Dr. **M. Neisser,** Frankfurt a. M.; Prof. Dr. **W. Prausnitz,** Graz; Dipl.-Ingenieur **H. Recknagel,** Berlin; Bauinspektor Dr.-Ing. **C. Reichle,** Berlin; Wirkl. Geh. Ober-Regierungsrat Prof. Dr. **A. Schmidtmann,** Marburg; Geh. Baurat Dr.-Ing. **H. Schmieden,** Berlin; Geh. Hofrat Prof. Dr. **M. Schottelius,** Freiburg i. B.; Kais. Regierungsrat Prof. Dr. **O. Spitta,** Berlin; Prof. Dr. **H. Thiesing,** Berlin; Prof. Dr. **K. Thumm,** Berlin; Prof. Dr. **Th. v. Wasielewski,** Heidelberg; Prof. Dr. **W. Wedding,** Berlin

herausgegeben von

Prof. Dr. **M. Rubner,**
Geh. Medizinalrat, Berlin

Prof. Dr. **M. v. Gruber,**
Obermedizinalrat, München

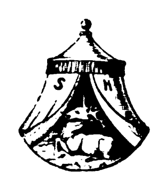
und

Prof. Dr. **M. Ficker,**
Berlin

II. Band, 2. Abteilung

Wasser und Abwasser

Mit 111 Abbildungen und 3 farbigen Tafeln



Leipzig
Verlag von S. Hirzel
1911.

Wasser und Abwasser

bearbeitet

von

Professor Dr. **R. Kolkwitz,** Berlin; Bauinspektor Dr.-Ing. **C. Reichle,** Berlin; Wirkl. Geheimer Ober-Regierungsrat Professor Dr. **A. Schmidtmann,** Marburg; Kais. Regierungsrat Professor Dr. **O. Spitta,** Berlin; Professor Dr. **K. Thumm,** Berlin.

Inhalt.

Vorwort.

Die zweite Abteilung des II. Bandes des Handbuchs der Hygiene umfaßt die Hygiene der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung und bildet (im gewissen Sinne) ein geschlossenes Ganzes. Bei der eingehenden Durcharbeitung, die dieses Gebiet nach der wissenschaftlichen und technischen Seite hin seit den ersten Anfängen der Hygiene erfahren hat, ist es angängig, die vorliegende Darstellung unabhängig von den anderen in Vorbereitung befindlichen Bänden des Handbuchs herauszugeben. Es muß das umso berechtigter erscheinen, als eine ähnliche, die neueren Forschungen und Erfahrungen berücksichtigende Zusammenfassung in der hygienischen Literatur zu vermissen war und als die Autoren in den vorliegenden Beiträgen auch bisher noch nicht veröffentlichtes Material niedergelegt haben.

Inhaltsübersicht.

Die Wasserversorgung.

Beseitigung der Abwässer und ihres Schlammes.

Biologie des Trinkwassers, Abwassers und der Vorfluter.

Die Wasserversorgung.

Von

O. Spitta in Berlin.

Die Wasserversorgung.

Einleitung.

Wollte man die Entwicklung der hygienisch-technischen Bestrebungen auf dem Gebiete der Wasserversorgung graphisch darstellen, so würde eine Kurve resultieren, deren höchste Punkte in das Altertum und die neueste Zeit fallen, während der tiefste Punkt im Mittelalter liegt.

Die Geschichte der Wasserversorgung deckt sich im großen und ganzen mit der Geschichte der öffentlichen Gesundheitspflege überhaupt. Man könnte also auf diese verweisen, doch erscheint es angebracht, der historischen Entwicklung der Wasserversorgung einige besondere Zeilen zu widmen.

Es leuchtet ein, daß man im Altertum die Wasserversorgung vornehmlich vom technischen Standpunkte aus betreiben mußte. Eine Beurteilung des Wassers war fast nur nach seinem Aussehen, seinem Geruch, seinem Geschmack und seiner Temperatur möglich. Abgesehen von dieser grobsinnlichen Prüfung fehlten fast alle Mittel, ein Wasser hygienisch zu beurteilen. Man beobachtete allerdings die Wirkung verschiedener Wässer auf den Menschen, aber daß man dabei großen Selbsttäuschungen und Trugschlüssen ausgesetzt war, ist selbstverständlich; befinden wir uns doch heutzutage manchen Heilquellen gegenüber noch auf einem ähnlichen unsicheren Standpunkt.

An Stelle der Möglichkeit, ein Wasser im heutigen Sinn gründlich mit allen wissenschaftlichen Hilfsmitteln zu untersuchen, trat Spekulation oder allerlei mystische Vorstellung. Immerhin ist es interessant zu sehen, wie vielfach schon instinktiv Wege zur Verbesserung eines Wassers eingeschlagen wurden, deren Richtigkeit durch die moderne Forschung nachgewiesen und bestätigt werden konnte.

Von größeren, durch Wassergenuß hervorgerufenen Epidemien erfahren wir nichts Sicheres. Dort, wo ein Zusammendrängen von Menschen stattfand und am ehesten die Bedingungen für eine Epidemie gegeben waren, d. h. in den großen Städten des Altertums, finden wir schon frühzeitig die von weiser Voraussicht diktierten großen Wasserwerksbauten, mit Hilfe derer oft von weit her Wasser herbeigeführt wurde.

Über die Technik der Wasserversorgung im Altertum gibt in übersichtlicher Weise das Werk von Curt Merckel [1] Auskunft, ferner E. Grahn in der Einleitung zu seiner Statistik [2].

Danach haben schon in den frühesten Zeiten im Orient gute Wasserversorgungen bestanden. So wurde unter Senacherib (704—681 v. Chr.) Ninive mit einer Wasser-

leitung versehen; Tyrus in Syrien hatte 700 v. Chr. eine Quellwasserleitung; Jerusalem besaß fünf Wasserleitungen; in Damascus war fast kein Haus ohne Wasserzuführung mittels ständig laufender Brunnen.

In Griechenland hatte Athen [3] eine unterirdische Wasserleitung vom pentelischen Gebirge her. Zur Zeit der Blüte Athens stieg die Zahl der Leitungen sogar auf 18. Aber nicht nur Gravitationsleitungen waren bekannt, sondern es wurden auch Hochdruckwasserleitungen gebaut, von denen die Wasserleitung von Pergamon [4], welche einen Druck bis 20 Atmosphären auszuhalten hatte, die berühmteste ist.

Die ältesten römischen Wasserleitungen gehen auf etwa 300 v. Chr. zurück. Die Wasserversorgung Roms war in der Kaiserzeit hervorragend ausgebildet. Die Versorgung geschah aus dem Gebirge durch Quellwasser, welches mit Hilfe großartiger Aquädukte (von denen einige, z. B. Aqua Vergine, Aqua Felice und Aqua Paola, von den Päpsten restauriert, noch heute im Gebrauch sind) herangeleitet wurde. Das Wasser ließ man vielfach in Reservoiren (castella, Wasserschlösser, unseren Sammelbehältern entsprechend) sich mechanisch klären. Von den Reservoiren aus erfolgte die Verteilung mittels Ton- und Bleiröhren gewöhnlich getrennt zur Versorgung der Privathäuser, der öffentlichen Bäder und der Springbrunnen. Die zur Verfügung stehende Wassermenge war jedenfalls recht reichlich bemessen. Sie wird für Rom auf über 200 Liter pro Kopf und Tag geschätzt.

Unter der Regierung des Cäsar Octavianus Augustus wurde die Stelle eines besonderen Kurators für das gesamte Wasserversorgungswesen geschaffen. Sextus Julius Frontinus [5], welcher unter Trajan diesen Kuratorposten bekleidete, hat eine interessante Abhandlung über die Organisation und Verwaltung der römischen Wasserwerksanlagen hinterlassen.

Über die Messung der Ergiebigkeit von Quellen macht Heron [6] Angaben.

Die römische Wasserbaukunst hat sich nicht nur auf Italien beschränkt, sondern ist auch nach anderen Ländern hinüber gebracht worden, so nach Spanien (Aquädukt von Segovia, der noch heute in Benutzung ist), Frankreich (Aquädukt von Nimes), Kleinasien (Aquädukt des Kaisers Valens in Konstantinopel) und Afrika (Aquädukt von Karthago). In Deutschland finden sich Überreste römischer Wasserleitungen z. B. in Köln, Mainz, Metz und Trier.

Naturgemäß ist die Einzelwasserversorgung durch Brunnen und Zisternen die ursprünglichere Art der Versorgung und daher auch ungleich verbreiteter gewesen. Die alten Brunnen des pharaonischen Ägyptens existieren zum Teil heute noch; in Griechenland beschäftigt sich schon die Gesetzgebung des Solon mit der Frage der öffentlichen Brunnen.

Die Aufspeicherung von Oberflächenwasser bzw. Niederschlagswasser fand teils in Zisternen, teils in größeren Stauweihern statt (Salomonische Teiche in Jerusalem, Mörissee in Ägypten, Sammelteiche in Indien usw.).

Das Schöpfen des Wassers aus den Brunnen geschah entweder in einfachster Weise durch Hinabsteigen auf Treppen oder Leitern und Schöpfen mit der Hand oder mittels an Schnüren oder Stangen befestigter Schöpfgefäße, Eimerwerke u. dgl.

Die Erfindung der Druckpumpe wird zwar schon dem Griechen Ktesibus (150 v. Chr.) zugeschrieben; ob solche Pumpen aber schon damals zur Wasserförderung aus Brunnen benutzt worden sind, ist sehr zweifelhaft. In allgemeinere Aufnahme kam die Benutzung von Wasserpumpen erst sehr spät (16. und 17. Jahrhundert).

Über die Geschichte der Wasserversorgungstechnik im Mittelalter ist nicht viel zu sagen.

Die stolzen Wasserleitungen der Römer verfielen unter den verworrenen Verhältnissen dieser Zeiten. Die Päpste des sechzehnten Jahrhunderts erst machten einige Versuche zu ihrer Wiederherstellung. Im allgemeinen nahm

man das Wasser aber dort, wo man es am bequemsten hatte, d. h. aus einzelnen Brunnen oder offenen Wasserläufen ohne besondere Rücksicht auf Gesundheitsgefährlichkeit.

In Deutschland gab es um diese Zeit nur vereinzelte städtische Wasserleitungen (z. B. in Augsburg, Metz, Nürnberg), die zudem in erster Linie gewerblichen Zwecken dienten.

Da bei dem Mangel eines genaueren Einblicks in die Beziehungen zwischen Wasserversorgung und Volksgesundheit auch später der Anstoß zu einer verbessernden Tätigkeit auf diesem Gebiete fehlte, so blieb fast alles beim alten, bis mit dem Aufschwung der Naturwissenschaften im 16. Jahrhundert, vor allem aber mit dem Erwachen der modernen Hygiene als Wissenschaft im 19. Jahrhundert das Interesse für diese Fragen sich wieder erneuerte.

Die Entwicklung des Wasserversorgungswesens im Laufe dieser Zeiten läßt sich gut an den großen Weltstädten verfolgen, weil die hier zu bewältigenden Aufgaben ebenso dringend wie schwierig waren. Grahn (a. a. O.) hat diese Entwicklung, die noch nicht abgeschlossen ist [7], für London und Paris geschildert. Wegen der geschichtlichen Entwicklung der Wasserversorgung einiger deutscher Städte, wie z. B. Berlin und Hamburg, vgl. die angezogene Literatur [8].

Mindestens das gleiche Interesse wie die Technik der Wasserversorgung bietet eine Betrachtung der verschiedenen Beurteilung, welche das Wasser vom gesundheitlichen Standpunkt aus im Laufe der Zeiten erfahren hat. Wenn der zugemessene Raum es auch verbietet, näher auf diese Frage einzugehen, so mögen doch wenigstens einzelne Hinweise hier eine Stelle finden.

Die Beurteilung des Wassers bei den antiken Völkern konnte sich, wie schon erwähnt, natürlich nur auf die physikalischen [9], schon äußerlich leicht erkennbaren Eigenschaften des Wassers und sodann auf die Beobachtung der Wirkung desselben auf Menschen und Tiere stützen.

In den Schriften des Hippokrates [10] und Aristoteles [11], des Plinius und des Vitruvius [12], in den Werken des Galenos [13] und anderer alter Autoren ist mancherlei über das Trinkwasser zu lesen, was modernen Anschauungen nicht allzu fern steht. Man vergleiche dazu die von Oribasius (14) gesammelten und wiedergegebenen Ansichten einiger alter Autoren.

Im allgemeinen wird im Altertum das salzhaltige und harte Wasser als schlecht angesehen. Zur Trinkwasserversorgung wird Wasser empfohlen, welches aus hochgelegenen Gegenden herkommt und im Sommer kühl, im Winter warm ist (d. h. also aus der Tiefe kommende Quellwässer). Man kennt die Abhängigkeit der Wasserbeschaffenheit von der geologischen Beschaffenheit des Untergrundes. Es wird davor gewarnt, Wasser zu genießen, das durch bleierne Röhren geflossen ist (Galen, Vitruv), empfohlen, unter Umständen das Wasser abzukochen und dann zu kühlen, Zusätze von Wein und anderen Mitteln (Oxymel) zu machen, auf künstlichem oder natürlichem Wege zu filtrieren, durch Zugabe von Ton zu klären u. a. m.

Aristoteles betont die große Wichtigkeit der Versorgung städtischer Ansiedelungen mit hinreichenden Mengen gesunden Wassers.

Daneben finden sich natürlich auch eine ganze Reihe von eigenartigen Vorstellungen über die geheimnisvolle Wirkung einzelner Wässer.

Mit dem Niedergang der antiken Medizin kommen auch die Beobachtungen über die Beziehungen zwischen Wasserversorgung und Gesundheit zum Stillstand, wenigstens ist von späteren Dokumenten dieser Art wenig bekannt. Vereinzelte Angaben finden sich allerdings wohl. So werden im Talmud Krankheiten auf den Genuß schlechten Trinkwassers zurück-

geführt und in dem medizinischen Hauptwerk des arabischen Philosophen und Arztes Avicenna (980—1037), dem Kanon, spricht der Verf. von der Verbreitung von Krankheiten durch Boden und Trinkwasser; aber von einer Hygiene des Wassers im Sinne der Antike ist wohl kaum mehr die Rede, und so muß man einen gewaltigen Sprung bis in die neuere und neueste Zeit ausführen, um auf diesem Gebiete teils alte Anschauungen und Kenntnisse wieder ausgegraben, teils wirkliche Fortschritte zu finden.

Ihren Aufschwung verdankt die moderne Wasserversorgung unzweifelhaft dem Aufblühen der hygienischen und bakteriologischen Wissenschaft der letzten Dezennien, aber es ist gut, sich dabei bisweilen daran zu erinnern, daß es auch vor dieser hygienisch-bakteriologischen Ära Männer gegeben hat, die mit offenem Blick und großem Verständnis diese Fragen behandelt und die Ergebnisse ihrer Beobachtungen in die Praxis umgesetzt haben. Zu diesen Männern gehört in erster Linie Johann Peter Frank, der uns eine sehr lesenswerte Abhandlung [15] „Von der Pflege des Trinkwassers und der Brunnen“ hinterlassen hat.

Frank — um einiges aus seiner Abhandlung zu erwähnen — schreibt ebenfalls dem harten Wasser verschiedene ungünstige Einwirkungen auf die Gesundheit zu. Für das beste Wasser hält er das Quellwasser, demnächst das Wasser großer Flüsse, während die Eigenschaften des eigentlichen Grundwassers von ihm etwas skeptisch betrachtet werden.

Charakteristisch sind folgende Ansichten Franks: Die Beurteilung eines Wassers soll sich nicht nur auf die chemische Untersuchung stützen. Bei vorhandener Wasserversorgung „muß man das Trinkwasser selbst aus der gesunden Beschaffenheit der Einwohner eines Ortes beurteilen“.

Alljährlich einmal sollte nach seiner Ansicht eine allgemeine Prüfung sämtlicher Trinkwässer vorgenommen werden. Was die Reinigung des Trinkwassers anbelangt, so bevorzugt Frank die biologische Selbstreinigung des Wassers. „Die trinkbarsten Wässer“, schreibt er, „erhält man auch aus den schlechtesten, wenn man diese in vollkommene Fäulnis übergehen läßt, sie alsdann kochet, durch Sand treibt, oder durch eine Ruhe sich selbst reinigen läßt“.

Dagegen ist das Kochen reinen Wassers vor dem Genusse, um es gesünder zu machen, nach Frank „eine allen gesunden physischen Begriffen widersprechende Handlung“. Sonst wird noch das Filtrieren von ihm für eine gute Reinigungsmethode gehalten, auch die natürliche Bodenfiltration (durch Anlage von Infiltrationsbassins in der Nähe von Teichen und Flüssen) kann man sich nutzbar machen*).

Sehr zutreffend sind ferner die Vorschriften, die Frank für die Anlage und Wartung von Brunnen gibt. Ganz allgemein hält er es für zweckmäßiger, durch geeignete Vorkehrungen die Verunreinigung von Brunnen unmöglich zu machen, als die Verunreinigung der Brunnen mit Strafe zu bedrohen. Bei der Anlage von Wasserleitungen warnt er vor der Verwendung bleierner Rohre. Weiches Wasser der Zisternen (Regenwasser) sei in dieser Beziehung gefährlicher als hartes Wasser, bei welchem sich ein schützender Überzug über dem Blei bilde.

Es treten uns also auch hier wieder Anschauungen entgegen, die vielfach als Produkte der neuesten Zeit gelten.

Was nun die Beurteilung des Wassers in den letzten Jahrzehnten anlangt, so muß man zugeben, daß eine Stetigkeit der Ansichten hierüber längere Zeit hindurch zu vermissen war, und auch heutzutage können nicht alle Fragen der Wasserhygiene als abgeschlossen gelten.

Dieser Wechsel der Anschauungen war um so bedauerlicher, als er auf seiten der Wassertechniker vielfach ein Mißtrauen gegen den Wert der hygienischen Wasserbegutachtung aufkommen ließ [16], das nicht immer berechtigt war.

*) Dieses Verfahren einfachster Beschaffung größerer Grundwassermengen findet sich übrigens schon bei Athenaios (200 n. Chr., vgl. Oribasius V, 5) angegeben.



Die wichtigen Beziehungen zwischen gewissen Infektionskrankheiten und der Wasserversorgung wurden sehr deutlich, als sich in den beiden letzten Jahrzehnten vor unseren Augen zwei Experimente im großen abspielten, welche leider viele Opfer an Menschenleben erforderten, die Hamburger Choleraepidemie im Jahre 1892 (vgl. S. 39) und die Typhusepidemie im Gelsenkirchener Bezirk (vgl. S. 41), welche im Jahre 1901 wütete. War man auch schließlich hinsichtlich dieser letzteren Epidemie nicht ganz sicher, ob sie wirklich als „Wasserepidemie“ anzusehen sei, so haben beide Ereignisse doch jedenfalls die Einführung und Verbreitung hygienischer Wasserversorgungen in Deutschland mächtig gefördert und das Interesse für diese wichtigen Fragen neu belebt. Sie gaben auch unmittelbar oder mittelbar den Anstoß zur Aufstellung der „Grundsätze für die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration“ (1894, 1899) und zur Ausarbeitung der „Anleitung für die Einrichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen, welche nicht ausschließlich technischen Zwecken dienen“ (1906). Vgl. hierzu S. 142 u. 144. Diese für ganz Deutschland geltenden Grundsätze*) bedeuten einen großen Fortschritt. Es ist zu hoffen, daß auch für die Wasserversorgung durch Einzelbrunnen einmal derartige, das ganze Reichsgebiet betreffende Vorschriften geschaffen werden, obschon die Bewältigung dieser Aufgabe sich recht schwierig gestalten dürfte.

Wenn wir somit heute in Deutschland eine einheitlichere und sicherere Basis für die Beurteilung des Trinkwassers und der Wasserversorgungsanlagen gewonnen haben, so dürfen wir dabei nicht vergessen, daß hierzu eine Reihe von Vorarbeiten notwendig waren, welche wir dem Zusammenwirken von Hygienikern und Technikern verdanken. Der Deutsche Verein für öffentliche Gesundheitspflege darf das Verdienst für sich in Anspruch nehmen, die hauptsächlichste Pionierarbeit in dieser Beziehung geleistet zu haben.

Die Frage der Trinkwasserreinigung stand auf der 2., 4., 10., 19., 20., 21., 25., 28. und 33. Versammlung dieses Vereins [17] zur Diskussion und wurde von berufenen Vertretern der Hygiene und Technik daselbst behandelt. Auch auf den internationalen Kongressen für Hygiene und Demographie ist das Thema der Wasserversorgung häufig erörtert worden. Als Beispiel mögen die Verhandlungen des 6. Hygienekongresses (1887, Wien) mit den von Gärtner und Hüppe erstatteten Referaten dienen [18].

Die zentralen Wasserversorgungsanlagen haben sich in Deutschland im Laufe der letzten Jahrzehnte stark vermehrt. Vor etwa 50 Jahren bestanden nur 6 derartige moderne Anlagen [19], dagegen waren im Oktober 1903, nach einer vom Kaiserlichen Gesundheitsamt aufgestellten Statistik [20], nur noch etwas über 4 Proz. der in den deutschen Orten mit 15000 und mehr Einwohnern lebenden Personen auf Einzelwasserversorgung aus Brunnen und Zisternen angewiesen. Neben der Versorgung einzelner Städte ist auch in neuerer Zeit die Gruppenwasserversorgung in Aufnahme gekommen.

Wie auf allen Gebieten der kommunalen Hygiene lassen sich auch auf dem Gebiete der Wasserversorgung weitere Fortschritte nur dann sicher

*) Nähere Angaben siehe im Kapitel XII.

erhoffen, wenn einerseits Wissenschaft und Technik zusammen arbeiten und andererseits ein breiter Zusammenhang der Wissenschaft mit der Praxis dauernd gewahrt bleibt.

Von diesem Gesichtspunkt ausgehend hat die Preußische Staatsregierung auf Schmidtmanns Anregung hin im Jahre 1901 die Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin geschaffen, in welcher Biologen, Chemiker, Hygieniker und Techniker sich zu gemeinsamer Arbeit auf dem Gebiete der Wasserversorgung zusammen fanden [21].

Diese Anstalt hat einem dringenden Bedürfnis abgeholfen und bereits eine sehr segensreiche Tätigkeit entfaltet.

Daß die Erfüllung hygienischer Forderungen meist mit erheblichen Kosten verbunden ist, und daß die hervorragende Entwicklung, welche die Wasserversorgung in Deutschland genommen hat, nicht zuletzt dem steigenden Wohlstand zu danken ist, welcher sich in den letzten Dezennien in unserem Vaterlande ausgebreitet hat, ist selbstverständlich. Das Geld aber, das zur Beschaffung gesunden Trinkwassers und reichlichen Brauchwassers ausgegeben wurde, ist nicht vergeblich geopfert worden, sondern hat bereits reichliche Zinsen getragen durch Hebung der allgemeinen Volksgesundheit.

Literatur (Einleitung):

1) Merckel, Die Ingenieurtechnik im Altertum. Berlin 1899. (Julius Springer).
2) Grahn, Statistik der städtischen Wasserversorgungen. München 1878. (Oldenbourg).
3) Judeich, Topographie von Athen (in J. Müllers Handbuch der klassischen Altertumswissenschaft III, 2, 2, S. 176. München 1905).
4) Giebler, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1897, S. 185.
5) Frontinus, De aquis urbis Romae (ed. Buecheler 1858), deutsch von A. Dederich 1844; vgl. dazu Herschel, The two Books on the Waters Supply of the City of Rome of Frontinus (Boston 1899).
6) H. Schöne: Herons Vermessungslehre und Dioptra, Leipzig (Teubner) 1903, S. 285.
7) *London*: J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1894, S. 99; 1895, S. 248; 1901, S. 305; 1908, S. 132; Gesundheit 1908, S. 676. *Paris*: Weyl, Assanierung von Paris. Leipzig (Engelmann) 1900; J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1902, S. 209; Hyg. Rundschau 1903, S. 105.
8) *Berlin*: J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1903, S. 681; 1906, S. 977 u. 1007; 1908, S. 741; *Hamburg*: Viertelj. f. öffentl. Gesundheitspflege 1905, **37**, 537 und J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 8.
9) Hofmann, Sitzber. d. Kgl. Akad. d. Wissensch. in Wien 1909, 163. Bd., 2. Abh.
10) Hippokrates, sämtliche Werke. Übersetzt von R. Fuchs, 1. Band (München 1895), S. 381.
11) Bonitz, Index aristotelicus in Aristotelis opera ed. academia Berolinensis, Bd. V, Berlin 1870, S. 783 unter *ὕδωρ*.
12) Vitruvius, X libri de Architectura, iterum ed. Rose. Lipsiae (Teubner) 1899. Deutsche Übersetzung von F. Reber, Stuttgart 1865, S. 229.
13) Galenus, Opera ed. Kühn, Bd. XI (Lipsiae 1826), S. 389, Bd. XX (Lipsiae 1833), S. 50—54.
14) Oeuvres d'Oribase, publiées par Daremberg et Bussemaker, Bd. I (Paris 1851), S. 306—318, 324—337.
15) Frank, System einer vollständigen medicinischen Polizey. Frankenthal 1792, 8. Band, S. 16—107.
16) Grahn, J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1904, S. 973 u. 993.
17) Viertelj. f. öffentl. Gesundheitspflege 1875, VII, 116; 1877, IX, 80; 1883, XV, 552; 1895, XXVII, 35; 1896, XXVIII, 210; 1897, XXIX, 8; 1901, XXXIII, 30; 1904, XXXVI, 132; 1909, XLI, 44.



18) Kongreßbericht, Wien 1887, Ref.: Viertelj. f. öffentl. Gesundheitspflege 1888, XX, 208 und 385.
19) Reese, J. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 687 und 706.
20) Veröff. des K. Ges.-Amtes 1905, S. 579.
21) Medizinische Anstalten auf dem Gebiete der Volksgesundheitspflege in Preußen. Festschrift zum 14. internationalen Hygienekongreß 1907, Jena (Gust. Fischer), S. 67.

I. Wasservorräte der Natur.

In der Natur unterliegt das Wasser einem beständigen Kreislauf, bei welchem es zugleich seine Beschaffenheit ändert. Den Ausgangspunkt für diesen Kreislauf bilden die großen natürlichen Wasservorräte, in erster Linie also die Meere; die treibende Kraft ist auch hier, wie sonst in unserem kosmischen System, die Sonnenwärme. Die Schwankungen der Lufttemperatur bedingen einen Wechsel in dem Feuchtigkeitsgehalte der Luft. Erwärmt sich z. B. die Luft von 10° auf 15°, so vermag 1 cbm derselben statt 9,4 12,8 g Wasser in dampfförmigem Zustande mit sich zu führen. Dieses Mehr von 3,4 g muß sich ausscheiden, sobald die Lufttemperatur wieder auf den erstgenannten Grad gesunken ist. Die Ausscheidung des Wassers kann in mancherlei Form, als Tau, Nebel, Regen, Hagel oder Schnee erfolgen; im ersteren Fall geht die Kondensation des Wasserdampfes an größeren Gegenständen vor sich, in den anderen Fällen bilden die feinen Luftstäubchen das Kondensationszentrum. Jedenfalls vermag die durch die Sonne in wechselnder Weise erwärmte Luft in Verbindung mit der durch Luftdruckschwankungen hervorgerufenen Luftbewegung gewaltige Wassermengen weit fort zu transportieren und an anderen Stellen wieder als annähernd reines Wasser auszuscheiden. Für Deutschland (Mitteleuropa) ist eine der Hauptquellen des verdunstenden Wassers der Atlantische Ozean und das Haupttransportmittel der von dort wehende Westwind. Daneben spielt aber die Verdunstung aus den Binnengewässern und von der Erdoberfläche (Vegetation) her eine ganz bedeutende Rolle. Die Ausscheidung des Wassers findet durch Niederschläge allerart vorzüglich auf den Gipfeln der Berge statt. Hier entstehen die vielen kleinen Rinnsale des Gebirges, die, miteinander zu Bächen vereinigt, dem Tale zustreben und, durch weitere Zuflüsse verstärkt, Flüsse und Seen bilden. Ihr Ziel ist das Meer, das Ende des ersten und zugleich der Anfangspunkt eines neuen, großen Kreislaufs. Nach Hellmann beträgt die durchschnittliche Regenhöhe in Deutschland 660 mm, wovon in der Ebene auf den Winter etwa 16—24 Proz., auf den Frühling 18—24 Proz., auf den Sommer 30—40 Proz. und auf den Herbst 22—30 Proz. entfallen [1]. Eine ausgezeichnete Übersicht über die ungleiche Verteilung dieser Niederschläge gibt die von Hellmann auf Grund zehnjähriger Beobachtungen (1893—1902) von 3000 Stationen entworfene Regenkarte von Deutschland (Verlag Dietrich Reimer, Berlin). Die regenreichsten Gebiete weisen gewisse Teile Süddeutschlands (südlicher Teil von Schwaben und Oberbayern, Schwarzwald) auf, während Norddeutschland, hauptsächlich in seinem mittleren und östlichen Teil im allgemeinen regenarm ist.

Die Niederschlagswässer rinnen nicht alle wieder ab. Zum Teil versickern sie, zum Teil verdunsten sie.

Die Wässer bewegen sich teils stetig im Kreislauf (nach E. Sueß

auch „vadose Wässer“ benannt), teils treten sie als sogen. „juvenile Wässer“, welche sich aus Wasserdämpfen vulkanischen Ursprungs bilden, neu in denselben ein. Solche juvenilen Wässer kommen vielfach als Mineralquellen zutage (Karlsbader Sprudel).

Nach den bisher fast ausschließlich gültigen Anschauungen sammelt sich das in der Erde versickernde Wasser schließlich auf einer wasserundurchlässigen Schicht an und bildet über dieser, die Poren der wasserführenden Schicht erfüllend, das sogenannte „Grundwasser“. Je nach der Gestaltung dieser wasserundurchlässigen Schicht kann sich nun das Grundwasser verschieden verhalten. Ist die wasserundurchlässige Schicht konkav gestaltet, so kann es zur Bildung von Grundwasserbecken mit nahezu ruhendem Inhalt kommen. Ist die wasserundurchlässige Schicht geneigt, so gerät das auf ihr befindliche Grundwasser in Bewegung. Es fließt entweder unterirdisch gewöhnlich dem nächsten Oberflächenwasser zu oder tritt infolge besonderer geologischer oder geotektonischer Verhältnisse spontan als Quelle [2] zutage. Wie beim Oberflächenwasser wird die Richtung des Grundwasserabflusses durch Wasserscheiden bestimmt (unterirdische Grundwasserscheiden). Ebenso ist Größe und Geschwindigkeit des Grundwasserabflusses abhängig von der Wassermenge, dem Gefälle der undurchlässigen und dem Widerstand (der Porosität) der wasserführenden Schicht.

Häufiger muß man dem Grundwasser nachgehen und es durch Schürfungen, Grabungen oder Bohrungen erschließen (Quellfassungen, Brunnen). Viele Grundwässer stehen dadurch unter Druck, daß sie zwischen zwei wasserundurchlässige, nicht horizontal verlaufende Schichten eingelagert sind („gespannte“ Grundwässer) [3]. Beim Durchbohren der überlagernden undurchlässigen Schicht steigen diese Wässer dann im Brunnenbohrrohr in die Höhe, oft bis über Terrain, so daß sie fontänenartig zutage treten („artesische Brunnen“ im engeren Sinne). „Grundwasser“ und „Quellwasser“ ist hinsichtlich seiner Entstehung und seiner allgemeinen Eigenschaften identisch. Eine Trennung des unterirdischen Wassers in diese beiden Arten ist deshalb eigentlich nicht gerechtfertigt. Aus praktischen Gründen empfiehlt es sich aber, zwischen „Grundwasser“ und „Quellwasser“ zu unterscheiden insoweit, als man damit die verschiedene Weise kennzeichnen will, in welcher es auf künstlichem oder natürlichem Wege in die Erscheinung tritt.

Unterirdisches Wasser findet sich in fast allen geologischen Formationen, doch liegt es auf der Hand, daß man das sogenannte Grundwasser vorwiegend im Diluvium und Alluvium, d. h. im Schwemmland der Ebenen und Täler sucht und antrifft, während sich die eigentlichen Quellwässer mehr in den älteren Formationen bemerklich machen.

Bei dem Grundwasser im Alluvium und Diluvium finden wir die undurchlässigen Schichten vorwiegend durch Ton oder Mergel gebildet. Die Quellen treten ebenfalls häufig über Tonschichten zutage. Im übrigen finden wir bei diesen aber häufiger undurchlässige Gesteine, wie Granit, Grauwacke, Tonschiefer, unteren Buntsandstein u. dgl. den Quellhorizont bildend. Die Grundwasserträger in den Ebenen und Tälern bestehen meist aus Sanden und Kiesen von verschiedener Korngröße. Hygienisch wichtig ist vor allem die Kenntnis der Korngröße, da je nach ihrer Beschaffenheit die filtrierende Kraft des Bodens eine sehr wechselnde ist.

Grober Kies, Verwitterungsschutt und Geröll filtrieren schlecht. Von diesen Trümmergesteinen abgesehen, sind die Sandsteine (z. B. mittlerer Buntsandstein) gut durchlässig und vor allem gewisse Kalkgesteine, besonders der Muschelkalk. Unter allen Umständen undurchlässige Gesteine gibt es wohl kaum, denn es ist immer zu bedenken, daß die Zerklüftung und die Hand in Hand mit ihr gehende Spaltenbildung die Durchlässigkeit für Wasser sogleich erheblich steigern. Einzelne Gesteinsarten (z. B. Kalksteine) neigen besonders zur Zerklüftung.

Liegen mehrere Grundwasserträger übereinander, bedingt durch in verschiedener Tiefe gelagerte wasserundurchlässige Schichten, so spricht man von verschiedenen „Wasserstockwerken" oder auch „Wasserhorizonten".

Die an den Bergabhängen austretenden Quellen (Fig. 1) (absteigende Quellen) sind meist sogen. „Schichtquellen", d. h. sie treten an der Grenze der wasserführenden und wasserundurchlässigen Schicht zutage. So findet

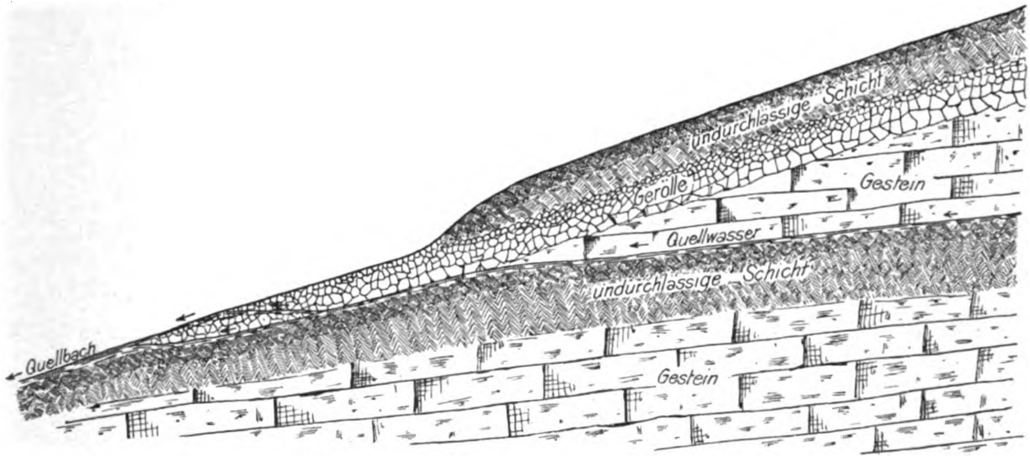


Fig. 1. Natürliche Quelle.

man z. B. reichliche Quellen im Jura an der Schichtengrenze zwischen Kalkstein und Mergel, an den Abhängen des Schwarzwaldes an der Schichtengrenze zwischen Buntsandstein und Granit usw. Seltener sind die an den sogen. Verwerfungsspalten zum Austritt gelangenden „Verwerfungsquellen" (aufsteigende Quellen).

Aufsteigende Quellen können auch dann zur Ausbildung kommen, wenn dem abfließenden Wasser ein Hindernis in den Weg gestellt wird oder eine muldenförmige Vertiefung der undurchlässigen Schicht vorliegt (Barrierenquellen, Überlaufquellen).

Läuft eine Quelle nicht dauernd sondern nur zeitweise, so spricht man von „intermittierenden Quellen" (im Volksmunde wohl auch Maibrunnen oder Hungerbrunnen genannt). Sie werden entweder von Tagewässern gespeist oder kommen zustande, wenn der Grundwasserzufluß ein sehr wechselnder ist, oder wenn das sich in gewissen Zeiträumen ansammelnde Grundwasser von Zeit zu Zeit durch einen heberartig wirkenden Abflußkanal abgesaugt wird (gewisse Quellen im Schweizer Jura u. a.).

Auch durch Gasdruck (Kohlensäure, Kohlenwasserstoffe, Wasserdampf)

kann Grundwasser als Quelle bisweilen intermittierend zutage getrieben werden (Nauheimer Sprudel, Quelle bei Vichy, Namedysprudel u. a. m.).

Ebenso wie wirkliches, d. h. durch Infiltration in den Boden (s. u.) gebildetes „Grundwasser" nach erfolgtem Austritt als Quelle zu „Oberflächenwasser" wird, so kann auch das Oberflächenwasser unter Umständen auf abgekürzten Wegen wieder als „Grundwasser" erscheinen. Dies tritt dann ein, wenn Bach- oder Flußwasser, seinen natürlichen oberflächlichen Ablauf unterbrechend, im Sande, im Geröll, in Gesteinsspalten versinkt und nach längerem oder kürzerem Wege als „Quelle" wieder zutage kommt. Solche Quellen nennt man wohl auch „sekundäre Quellen" (Gärtner). Beispiele größeren Maßstabes für solche sekundären Quellen sind: die Aachquelle bei Aach, welche Donauwasser führt [4], die Paderquelle, welche Wasser aus der Haxter, Sauer und Alme bringt, die Aurisinaquellen bei Triest, welche zum Teil versunkenes Reccawasser [4a] darstellen, u. a. m.

Die Frage nach der Entstehung und Bildung des Grundwassers ist vom hygienischen Standpunkt aus eine sehr wichtige.

Wie schon erwähnt, geht die Anschauung im allgemeinen dahin, daß das Grundwasser einem Infiltrationsprozeß seine Entstehung verdankt, d. h. ein Teil des auf die Bodenoberfläche verbrachten Wassers versickert in die Tiefe, bis ihm eine wasserundurchlässige Schicht haltgebietet.

Wieviel von dem tropfbar-flüssig gewordenen Wasser jeweils verdunstet und versickert, hängt von verschiedenen, weiter unten zu erörternden Umständen ab und läßt sich zumeist nicht genau feststellen. Der Praktiker rechnet allerdings gewöhnlich mit runden Zahlen, indem er z. B. annimmt, daß etwa $^1/_3$ der Niederschlagsmenge zum Abfluß kommt [5], $^1/_3$ versickert und $^1/_3$ verdunstet, aber es leuchtet ohne weiteres ein, daß diese Annahme mit der Wirklichkeit selten übereinstimmen wird.

Zweifellos ist der ganze Ablauf des Prozesses ein sehr verwickelter und wird von den mannigfachsten Faktoren beeinflußt, von denen folgende in Frage kommen:

1. Wasserfassungsvermögen des Bodens,
2. Oberflächenabfluß,
3. Verdunstung,
4. Versickerung.

Unter Wasserfassungsvermögen oder Wasserkapazität eines Bodens versteht man seine Fähigkeit, eine bestimmte Menge aufgeschütteten Wassers festzuhalten (auch kleinste Wasserkapazität oder wasserbindende Kraft des Bodens genannt) oder überhaupt zu fassen (maximale Wasserkapazität).

Die maximale Wasserkapazität ist gleich dem Porenvolumen des Bodens, sie ist erreicht, wenn sämtliche Poren des Bodens mit Wasser erfüllt sind, während im andern Fall ein Teil der Poren mit Luft gefüllt bleibt.

Das Porenvolumen ist seinerseits wieder abhängig von der Korngröße der Bodenteilchen. Wären die Bodenteilchen sämtlichst kugelförmig gestaltet und von gleichem Durchmesser, wie das noch am ehesten bei tertiären Sanden zu beobachten ist, so könnte theoretisch, je nach der Lagerung der Kugeln, das Porenvolumen eine Größe von 26 bis 48 Proz. annehmen. Bei gleicher Lagerung der Kugeln ist die Größe des Porenvolumens unabhängig vom Kugeldurchmesser. Unter natürlichen Verhältnissen bedingen aber sowohl die Ungleichartigkeit der Lagerung als auch die Ungleichartigkeit der Form der Bodenteilchen den Wechsel in der Größe des Porenvolumens. Durch die Sperrigkeit der Teilchen und andere Einflüsse kann unter diesen Umständen die Größe des Porenvolumens den oben angegebenen Wert von 48 Proz. beträchtlich übersteigen (z. B. bei Torfboden mit ca. 80 Proz.).

Besteht der Boden aus annähernd gleich großen Elementen, so beträgt das Porenvolumen erfahrungsgemäß meist 35—36 Proz. des Gesamtvolumens, d. h. ungefähr das Mittel der oben angegebenen theoretischen Grenzzahlen. In Gemengen aus grobem und feinem Material pflegt das Porenvolumen am kleinsten zu sein. So fand Flügge als Größe des Porenvolumens eines Gemenges aus gleichen Teilen Kies und Sand nur 23 Proz.

Nach einer Zusammenstellung von Lueger [6] schwankt das Wasserfassungsvermögen (Porenvolumen) der Gesteins- und Bodenarten innerhalb weiter Grenzen. So beträgt es z. B. bei Granit 0,05—0,9 Proz., bei Tonschiefer 0,5—0,7 Proz., bei verschiedenen Sandsteinarten 0,6—40 Proz., bei Kalkstein 15—32 Proz., bei Kreide 14—44 Proz., bei Mittelkies (Korngröße unter 7 mm Durchmesser) 37 Proz., Feinkies (unter 4 mm) 36 Proz., Grobsand (unter 2 mm) 36 Proz., Mittelsand (unter 1 mm) 40 Proz., Feinsand (unter $\frac{1}{3}$—$\frac{1}{4}$ mm) 42 Proz.

Dort, wo der Boden nur ein sehr geringes Wasserfassungsvermögen besitzt, muß das Niederschlagswasser, soweit es nicht in Spalten, Rissen und Zerklüftungen des Bodens versinken kann, zum oberflächlichen Ablauf gelangen, während umgekehrt, ganz allgemein gesagt, die Menge des in einen Boden einsickernden Wassers mit zunehmendem Porenvolumen des Bodens und mit der Höhe der atmosphärischen Niederschläge wachsen muß. Ton und Lehm nehmen bei kürzerer Berührung Wasser nur wenig auf, lassen also an abschüssigen Stellen einen großen Teil des Niederschlagswassers ablaufen; bleibt ihnen aber Zeit zum Erweichen und Quellen, so vermögen sie nicht unerhebliche Wassermengen aufzuspeichern. Die Abflußmenge hängt ferner ab von der Neigung des Geländes und von der Bedeckung des Bodens mit totem oder lebendem Material. Ersteres vermag verhältnismäßig viel Wasser festzuhalten, letzteres wenig, weil bei ihm die Verdunstung sehr stark ist, zumal zur Zeit der Pflanzenvegetation (s. u.).

Für die Frage nach der Entstehung des Grundwassers von größter Bedeutung ist die Verdunstung, durch welche ein großer Teil des Niederschlagswassers zu Verlust geht.

Aus einer mit Wasser gesättigten Bodenschicht wird nach Hartig erheblich mehr Wasser an die Luft abgegeben als von der freien Wasserfläche, sofern der Boden mit Kulturgewächsen (Gras oder Bäumen) bestanden ist [7]; die freie Wasserfläche verdunstet aber mehr als der Boden, wenn dieser vollkommen nackt und vegetationslos ist. Eine Bedeckung des Bodens mit Schnee oder ein gefrorener Boden schaffen wieder veränderte Verhältnisse. Auch von der Korngröße des Bodens hängt die Intensität der Verdunstung ab, da mit steigender Korngröße die kapillare Steighöhe des Wassers abnimmt. Während dieselbe in feinkörnigem Boden 1—2 m erreichen kann, beträgt sie in grobkörnigem Boden nur wenige Dezimeter [8]. Bei einer Größe des Kornes von 2,5 mm hört nach Wollny die kapillare Leitung ganz auf. Nach Eser [9] ist die Verdunstung am größten bei einer Korngröße von 0,1 mm.

Daß die Höhe der Lufttemperatur und die Größe des Sättigungsdefizits die Intensität der Verdunstung beeinflussen, ist selbstverständlich; sie sind nach der herrschenden Anschauung der Grund dafür, daß starke sommerliche Niederschläge in minderem Maße zur Vermehrung des Grundwassers beitragen als die quantitativ geringeren Niederschläge in der kühleren Jahreszeit. Hydrologisch bedeutsamer und trotzdem oft weniger berücksichtigt ist der Einfluß des Pflanzenwuchses auf die Größe der Verdunstung.

Man muß annehmen, daß die Wassermenge, welche ein mit Pflanzen- und Baumwuchs bedeckter Boden verbraucht, 60—75 Proz. der auf die gleiche Fläche gefallenen, jährlichen Niederschläge beträgt. So berechnete z. B. für Berlin und seine Umgebung Piefke [10], daß von den jährlichen Niederschlägen nur 7 Proz. oberirdisch abfließen, 20 Proz. ins Grundwasser übergehen, aber 73 Proz. verdunsten. Nach Hellriegel (11) verbrauchen unsere wichtigsten Getreidepflanzen für die Erzeugung von 1 kg oberirdischer, trockener Pflanzenmasse im Durchschnitt etwa 350 kg Wasser, woraus sich der Wasserverbrauch unserer Getreidepflanzen pro Jahr und Hektar zu 1750000 kg berechnet, entsprechend einer Wasserschicht von 175 mm Höhe. Dieser Wasserverbrauch entfällt fast ausschließlich auf das

Sommerhalbjahr. Demgegenüber verdunstet nach den Untersuchungen Rieslers [12] 1 ha Wald nur etwa den dritten Teil des Wassers, welches ein mit Getreide bestandener Boden abgibt, aber bedeutend mehr als ein unbebautes Feld. Der Wald vermindert also im Vergleich zu einer unbepflanzten, nackten Bodenfläche die Speisung der Quellen, trägt aber immerhin dazu noch mehr bei als Wiesen, Weiden, Kleefelder usw. Für die Erhaltung vorhandener Quellen hat er eine größere Bedeutung als die Ackergewächse [13].

Diejenige Wassermenge, welche nicht abfließt oder verdunstet, versickert. Rein theoretisch gesprochen müssen alle den Abfluß hemmenden und die Verdunstung hintanhaltenden Momente zu einer verstärkten Versickerung (Infiltration) und damit zu einer vermehrten Grundwasserbildung führen.

Folgende grob schematische Skizze (Fig. 2) dürfte die für die Grundwasserbildung im Erdboden maßgebenden Verhältnisse am einfachsten veranschaulichen.

Auf der undurchlässigen Schicht (U. S.) lagert der Grundwasserträger auf, d. h. ein porenhaltiger Boden. Derselbe möge in seinen untersten Schichten aus Kiesen, in seinen mittleren und oberen Schichten aus Mittel- und Feinsand bestehen. Seitwärts möge sich ein z. B. durch eine abgestorbene Baumwurzel oder dgl. bedingter Spalt in der Bodenoberfläche finden, welcher nahe bis auf die wasserundurchlässige Schicht herunterreicht. Die Schicht N stelle einen Regenfall von erheblicher Höhe dar. Wir können dann folgende Zonen unterscheiden:

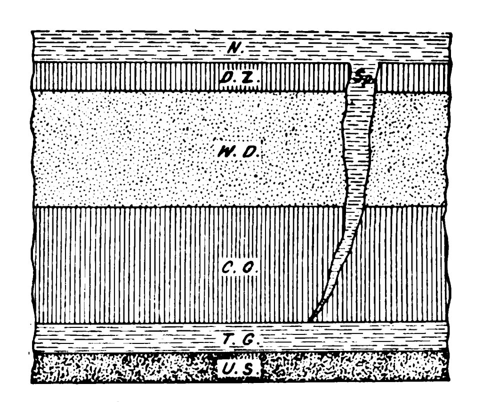


Fig. 2. Schema der Grundwasserverhältnisse.

1. Die unterste Zone (T. G.), in welcher das Grundwasser in tropfbarflüssiger Form alle Poren des Grundwasserträgers ausfüllt (Zustand der maximalen Wasserkapazität des Bodens).

2. Die darüber liegende Zone (C. G.), in welcher das Grundwasser je nach der Feinheit des Bodenkorns mehr oder minder hoch kapillar gestiegen ist (Zustand der kleinsten Wasserkapazität oder der wasserbindenden Kraft des Bodens).

3. Darüber liegend eine Zone (W. D.), welche Wasser weder in tropfbarflüssigem Zustand noch kapillar angesaugt enthält, in welcher etwaiges Wasser also nur als freier oder hygroskopisch gebundener Wasserdampf enthalten ist. Über der obersten Bodenschicht folgt die freie Atmosphäre. Eigentliches Grundwasser kann in einem Boden erst entstehen, wenn ihm mehr Wasser zugeführt wird als er kapillar festhalten kann.

Gehen nun atmosphärische Niederschläge auf die Bodenoberfläche hernieder (N in Fig. 2), so sickert nach der üblichen Anschauung ein Teil derselben ein und gelangt mittelbar oder z. B. durch Spalten unmittelbar (Sp. in Fig 2) in das Grundwasser.

Gegen die Richtigkeit dieser von Pettenkofer geschaffenen „Infiltrationstheorie" hat man schon seit längerer Zeit Einwendungen erhoben, welche zwar meist als haltlos zurückgewiesen wurden (14), in neuester Zeit jedoch wiederum so lebhaft geltend gemacht werden, daß man nicht an ihnen schweigend vorübergehen kann, zumal diese Einwendungen, wenn sie sich als richtig erweisen sollten, nicht nur theoretisches Interesse beanspruchen,

sondern geeignet sind, unsere hygienischen Anschauungen über die Wasserversorgung mit Grundwasser unter Umständen erheblich zu modifizieren.

Die Tatsache, daß ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Niederschlagshöhe und Grundwasserstand nicht besteht [15] — in Berlin z. B. erreichen die Niederschläge ihre größte Stärke in den Sommermonaten Juli bis August, das Grundwasser hat dagegen seinen höchsten Stand im April —, daß selbst nach einem starken Regen die Durchfeuchtungszone (D Z in Fig. 2) gewöhnlich nur wenige Dezimeter beträgt und unter ihr schon wieder trockenes Erdreich gefunden wird, ja, daß die Verdunstung in den oberflächlichen Bodenschichten unter Umständen so schnell vor sich geht, daß schon nach wenigen Stunden auch diese Schichten wieder trocken sind, läßt sich mit der „Versickerungstheorie" schwer in Einklang bringen.

Hofmann [16] folgerte aus seinen bekannten Versuchen über das Eindringen von Verunreinigungen in Boden und Grundwasser: „Stoffe, welche auf die Oberfläche des feinporösen Friedhofbodens gebracht werden und so leicht und ohne Hindernis durch die Poren wandern wie eine klare Kochsalzlösung, werden im allergünstigsten Falle, d. h. wenn alle Niederschläge in den Boden eindringen würden, $3\frac{1}{2}$ Monate brauchen, um 0,5 m tief zu gelangen, in einem halben Jahre sind sie 1 m tief und nach 8 Monaten kommen sie bei 1,5 m an. Aber erst nach 1 Jahr und 4 Monaten ist die eingedrungene Flüssigkeit bei 3,0 m angelangt". Versuche zur Bestimmung des sich in gewissen Bodentiefen innerhalb bestimmter Zeiten ansammelnden Sickerwassers ergaben ferner häufig das auffallende Ergebnis, daß in größeren Tiefen mittels der Lysimeter (Versickerungsmesser) erheblichere Sickerwassermengen gefunden wurden als nahe der Bodenoberfläche, eine Tatsache, welche ebenfalls mit der Infiltrationstheorie schwer zu vereinigen ist.

Die hoch oben auf den Bergen nahe der Wasserscheide auch zu trockenen Zeiten laufenden Quellen, für deren Speisung ein eigentliches Niederschlagsgebiet fehlt (z. B der Hexenbrunnen auf dem Brocken), und nicht zuletzt Berechnungen, welche ergeben, daß die jährliche Niederschlagsmenge im Einzugsgebiet gewisser Oberflächenwässer, selbst wenn nichts von den Niederschlägen verdunsten würde — man rechnet aber, wie schon oben erwähnt, damit, daß bis $\frac{3}{4}$ aller Niederschläge wieder unmittelbar oder durch Vermittlung der Pflanzen und Bäume verdunsten —, gar nicht ausreichend ist, um die jährliche Abflußmenge der Flüsse zu liefern [17], alles dies berechtigt wohl dazu, die Versickerungstheorie sehr gründlich auf ihre Stichhaltigkeit zu prüfen.

Als erster hat bekanntlich Volger bereits im Jahre 1877 darauf hingewiesen, daß das Grundwasser nicht dem Regen seine Entstehung verdanken könne. Er glaubte, daß es sich im Innern des Bodens durch Verdichtung von Wasserdampf bilde, welchen die in den Boden eindringende Luft aus der freien Atmosphäre mitbringe (Kondensationstheorie). Neuerdings sind hauptsächlich Fr. König, Mezger und Haedicke*) [18] für die Volgersche Theorie — wenigstens für ihren ersten Teil — eingetreten, und namentlich von Mezger sind über diesen Gegenstand eine Reihe von bemerkenswerten Abhandlungen erschienen.

Nach König [19] sinkt derjenige Teil der oberirdischen Niederschlagswässer, welcher der Speisung der Grundwässer hauptsächlich dient, durch nichtkapillare Hohlräume der Erdrinde, durch Risse, Spalten, Klüfte u. dgl. von der Oberfläche in die Tiefe. d. h. hauptsächlich in den gebirgigen Landesteilen, wo die Gesteinsschichten bis nahe an die Oberfläche reichen. Die ausgedehnten Bodenflächen, welche mit landwirtschaftlichen Kulturen und Mutterboden bedeckt sind, die auf kapillarem Rohboden ruhen, tragen durch Versickerung der sie treffenden Niederschläge nichts oder nur äußerst wenig bei. Die Grundwässer, welche diese Gebiete unterirdisch bewässern, gehören Grundwasserströmen an, die ihre Zuflüsse von entfernten Orten erhalten, wo die Tagwässer im Boden versinken können.

Soviel Wahres für einzelne Fälle auch in dieser Theorie stecken mag, so wird man sie in der von König angenommenen Ausdehnung doch nicht gelten lassen können; dagegen ist sie als gelegentliche Ergänzung der Mezgerschen Hypothesen wohl erörterungsfähig.

*) Haedicke hat zur weiteren Erforschung der Beziehungen zwischen Grundwasser und Luftfeuchtigkeit die Grundwasserstation Siegen errichtet.



Mezger [20] macht folgende, z. T. auf eigene Beobachtungen und sonstige Versuche und Berechnungen gestützte Annahmen:

Die bei Abkühlung der Grundluft durch Kondensation aus dieser sich ausscheidende Wassermenge kann, wie die Berechnung zeigt, nur klein sein [21]. Demgegenüber kann der Boden, namentlich trockener Boden, erhebliche Mengen von Wasserdampf adsorbieren, so vermag z. B. (nach annähernder Berechnung) ein humoser, sandiger Lehmboden im trockenen Zustande innerhalb 10 Tagen eine Dampfmenge von rund 45 kg pro cbm aus der Luft aufzunehmen. Dieser adsorbierte Wasserdampf (die latente Bodenfeuchtigkeit) kann unter gewissen Bedingungen in tropfbar-flüssiges Wasser übergehen. Der Boden vermag dann wieder neuen Wasserdampf zu adsorbieren. Eine ungleiche Erwärmung des Bodens führt zu Strömungen des Wasserdampfes. Der Dampf höherer Spannung drängt nach den Stellen niederer Spannung hin, d. h. von den wärmeren nach den kälteren. Im allgemeinen wird daher die Strömung im Sommer von der Bodenoberfläche nach der Tiefe, im Winter von der Tiefe nach der Bodenoberfläche gerichtet sein. Da eine von unten nach oben gerichtete Dampfströmung auf Kosten des kapillar gebundenen Wassers stattfinden muß, letzteres aber seine Verluste wieder aus dem eigentlichen Grundwasser deckt, so wird in der Regel bei der von unten nach oben gerichteten Dampfströmung ein Sinken, bei der von oben nach unten gerichteten Dampfströmung ein Steigen des Grundwassers eintreten müssen. Während also die Abgabe von Wasserdampf aus dem Boden an die Atmosphäre („Wasserverdunstung aus dem Boden") allgemein bekannt ist, macht Mezger auf die unter bestimmten Umständen erfolgende Umkehrung dieses Vorganges, die Dampfeinströmung in den Boden hinein aufmerksam. „Derjenige Teil des einströmenden Dampfes, der nicht in den obersten Schichten bei entsprechend niedrigem Wassergehalt derselben adsorbiert wird, dringt weiter in den Boden ein, bis er in den kälteren Schichten unmittelbar zu tropfbar-flüssigem Wasser sich verdichtet." Sind überlagernde (oberflächliche) Bodenschichten mit Wasser übersättigt, so hört die Verbindung zwischen Grundluft und freier Atmosphäre auf (Isolierschicht) und damit auch die Schwankungen des Grundwasserspiegels. Eine Ausnahme findet nur bei warmem Regen statt. Tritt bei gefrorenem Boden plötzlich Tauwetter ein, so entsteht eine starke Dampfströmung nach den tiefen Bodenschichten hin, welche eine kräftige Anschwellung des Grundwassers zur Folge hat.

Die Mezgersche Theorie nimmt also eine vermittelnde Stellung ein. Sie behauptet einerseits nicht, daß die atmosphärischen Niederschläge zur Grundwasserbildung nicht beitragen, sie leugnet aber, daß unter natürlichen Verhältnissen das Grundwasser ausschließlich von atmosphärischen Niederschlägen herrührt.

Vom hygienischen Standpunkt ist das Wichtigste an diesen neuen Theorien die Anschauung, daß das in den Boden einsickernde Regen- oder Schneewasser bei einer einigermaßen tiefen Lage des Grundwasserspiegels diesen nicht unmittelbar erreicht. Der Transport des Wassers nach der Tiefe, d. h. die Grundwasserbildung, findet hauptsächlich in Form des Wasserdampfes statt. Ist diese Theorie richtig, so wird sie auch unsere Anschauungen über das Eindringen der Mikroorganismen in das Grundwasser umgestalten müssen.

Die Akten über die Frage nach der Entstehung des Grundwassers sind noch längst nicht geschlossen [22], auch werden bereits Widersprüche gegen diese neu belebten, veränderten Theorien laut [23]. Jedenfalls liegt hier ein Gebiet vor, welches der experimentellen hygienischen Forschung dringende und wichtige Aufgaben stellt.

Nicht betroffen werden von diesen Theorien selbstverständlich die seitlichen Verschiebungen des Grundwassers im Boden entsprechend seiner Stromrichtung.

Literatur zu I.:

1) Hellmann, Meteorol. Z. 1886, S. 429 u. 473. Die Niederschläge in den norddeutschen Stromgebieten. 3 Bände. Berlin 1906 (Dietrich Reimer).
2) Haas, Quellenkunde. Leipzig 1895 (J. J. Weber).



3) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 188.
4) v. Fragstein, Z. f. d. ges. Wasserwirtschaft 1909, S. 213.
4a) Boegan, Le sorgenti d'Aurisina con appunti sull'idrografia sotteranea e sui fenomeni del Carso. Trieste, 1906.
5) Oelwein, Zeitschr. d. österr. Ing.- u. Architektenvereins 1902, S. 532.
6) Lueger, Die Wasserversorgung der Städte. Darmstadt 1890. S. 217.
7) Gerhardt, Handb. d. Ingenieurwissenschaften 1905, I. Bd., S. 54, Leipzig (Engelmann), Kapitel: Regen, Grundwasser, Quellen und stehende Gewässer.
8) Hofmann, Archiv f. Hyg. 1883, **1**, 273.
9) Eser, Forschungen aus dem Gebiete der Agrikulturphysik 1884, **7**, 1.
10) Piefke, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1900, S. 328.
11) Hellriegel, Beiträge zu den naturwissenschaftl. Grundlagen des Ackerbaues. Braunschweig (Vieweg) 1883.
12) Riesler, Centralbl. f. Agrikulturchemie 1872; Arch. scienc. phys. et nat. **42**, 220.
13) Ebermayer, Der Einfluß des Waldes und der Bestanddichte auf die Bodenfeuchtigkeit und auf die Sickerwassermengen. Forschungen aus dem Gebiete der Agrikulturphysik 1889, **12**, 147.
14) Wolffhuegel in: Pettenkofer-Ziemssens Handb. d. Hyg., 3. Aufl. 1882, 2. Teil, 1. Abt., S. 37.
15) Soyka, „Der Boden" in Pettenkofers Handb., 3. Aufl. 1887, 1. Teil, 2. Abt., 3. Heft, S. 289.
16) Hofmann, Archiv f. Hyg. 1884, **2**, 175.
17) Halbfaß, Z. f. die gesamte Wasserwirtschaft 1908, S. 323.
18) Haedicke, Zeitschr. f. prakt. Geol. 1910, **18**, 209.
19) Fr. Koenig, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 1033, 1058 u. 1077.
20) Mezger, Gesundh. Ing. 1906, S. 569; 1908, S. 241, 501 u. 517; 1909, S. 237 u. 317.
21) Flügge, Lehrbuch d. hygien. Untersuchungsmethoden. Leipzig 1881, S. 210.
22) Kohler, Zeitschr. f. prakt. Geologie 1910, S. 23.
23) Köhler, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 222.

II. Eigenschaften der verschiedenen Wasserarten.

1. Meteorwasser.

Dasjenige Wasser, welches seiner Entstehung entsprechend sich am meisten dem destillierten Wasser in seinen Eigenschaften nähern muß, ist das Meteorwasser (Regen, Schnee, Hagel). Seinen physikalischen Eigenschaften nach von Haus aus farblos, klar und von schwankender Temperatur, ist es, chemisch betrachtet, in der Tat sehr arm an festen Bestandteilen, zumal wenn es in reinen Gefäßen unmittelbar aus der Luft aufgefangen wird; hat das Meteorwasser dagegen Gelegenheit gehabt, die Erdoberfläche oder andere Gegenstände zu berühren und abzuwaschen, so kann es in seinen äußeren Eigenschaften natürlich stark verändert werden und die mannigfaltigsten Bestandteile in sich aufnehmen. In jedem Falle aber enthält das Meteorwasser gewisse Stoffe, welche es aus der Atmosphäre ausgewaschen hat, und davon um so mehr, je verunreinigter diese Atmosphäre war (Industriegegend). Dieser Auswaschungsprozeß ist ein so gründlicher, daß man vorgeschlagen hat, den jeweiligen Reinheitsgrad der Atmosphäre durch Analyse bestimmter Niederschlagsmengen (im besonderen des Schnees) festzustellen.

Naturgemäß enthält das Niederschlagswasser zunächst einmal die Gase der Atmosphäre absorbiert und zwar, entsprechend dem Gehalt der Atmosphäre an ihnen, hauptsächlich Stickstoff, dann Sauerstoff und schließlich Kohlensäure.

Nach Knauthe [1] enthielt ein Liter Meteorwasser, auf hoher See aufgefangen, 3 bis 6 ccm Sauerstoff, 9—10 ccm Stickstoff und 0,2—3,5 ccm Kohlensäure. In dem Regenwasser

einer „verräucherten" Stadt fand er 2—4 ccm Sauerstoff, 6—12 ccm Stickstoff und 1,5 bis 6 ccm Kohlensäure. Die Gase, welche in einem Liter Regenwasser enthalten waren, setzen sich nach Reichardt [2] aus 13—31 Proz. Sauerstoff, 62—73 Proz. Stickstoff und 7 bis 14 Proz. Kohlensäure zusammen.

Ferner sind regelmäßige, in ihrer Menge wechselnde Bestandteile des Meteorwassers: Ammoniak, salpetrige Säure, Salpetersäure; sehr häufige Bestandteile: Schwefelsäure, Chloride, Ruß, teerige und sonstige organische Stoffe. Überall dort, wo große Mengen von Steinkohle verbrannt werden, also hauptsächlich in Industriegegenden, können die atmosphärischen Niederschläge, vornehmlich der Schnee, freie Säuren enthalten, z. B. die aus schwefliger Säure sich bildende Schwefelsäure. Solche sauren Wässer vermögen natürlich auf eine Reihe von Materialien (Metalle, Marmor usw.) aggressiv zu wirken. Da die Luft vielfach Ozon und Wasserstoffsuperoxyd enthält, ferner auch in kleinen Mengen Formaldehyd (Henriet, Trillat), so können auch diese in das Meteorwasser übergehen. Indessen sind diese Stoffe bekanntlich verhältnismäßig labil, so daß sie sich gewöhnlich dem Nachweis entziehen.

Der Bakteriengehalt der Luft ist wechselnd, aber im allgemeinen nicht sehr erheblich, außer in einer sehr staubreichen Luft. Man kann im Freien etwa mit einem Gehalt von 100—1000 Keime auf das Kubikmeter Luft rechnen. Wie nun die Niederschläge einen großen Teil des Luftstaubes mit zu Boden reißen, so entfernen sie auch einen Teil der Keime aus der Luft. Nach Lage der Dinge wird trotzdem der Keimgehalt frischen Regenwassers gewöhnlich nicht erheblich sein können und außerdem mit der Dauer des Regens abnehmen müssen [3]. Bakterienreicher scheint der Schnee zu sein [4].

Weitere Angaben über die Zusammensetzung der Meteorwässer findet man u. a. bei Wolffhügel [5] und F. Fischer [6].

2. Grundwasser.

Welcher Theorie der Grundwasserbildung man auch zuneigen will, immer wird das sich bildende Grundwasser die Möglichkeit haben, während seines Bildungsprozesses Umwandlungen in physikalischer und chemischer Beziehung zu erfahren, welche es von dem Meteorwasser unterscheiden lassen.

Passiert das auf die Bodenoberfläche hernieder gelangte Meteorwasser bei seinem Infiltrationsprozeß genügend dicke Schichten feinkörnigen Bodens oder entsteht es durch Verdichtung von Wasserdämpfen, so muß es frei von Schwebestoffen, d. h. klar sein. Eine Ausnahme machen bisweilen die durch tonige Teilchen getrübten Wässer. Die Tonteilchen sind nämlich so fein, daß sie selbst verhältnismäßig enge Bodenporen durchwandern können, ohne zurückgehalten zu werden. Quellwässer, welche zeitweise (z. B. nach Regenfällen) getrübt sind [7], bestehen immerhin gewöhnlich zum Teil aus Tagewässern (Oberflächenwässern), die durch nichtkapillare Hohlräume (Spalten, Risse, Klüfte) auf die undurchlässige Schicht niedergesunken sind.

Brunnenwässer, welchen sich unreine Zuflüsse beimischen, können natürlich Trübungen mannigfachster Art aufweisen. Wohl zu unterscheiden ist zwischen Trübungen des Wassers, welche von Anfang an vorhanden sind und solchen, welche erst beim Stehen des Wassers an der Luft sich ausbilden. Letztere kommen fast ausschließlich bei eisen- und manganhaltigen Wässern vor (Ausscheidung brauner Flocken von Eisenoxyd-

hydrat und Mangansuperoxyd) sowie auch bei solchen mit hoher Karbonathärte (weißliche Trübungen durch ausfallendes Kalziummonokarbonat).

Grundwässer sind nicht immer farblos. Von den vorkommenden Farben ist die gelbliche und bräunliche die vorherrschende. Solche Wässer finden sich hauptsächlich in Moor- und Torfgegenden der norddeutschen Tiefebene (vgl. S. 93). Die braune Farbe kommt durch die im ganzen noch wenig charakterisierten Huminstoffe (Huminsäure, Ulminsäure, Quellsäure, Quellsatzsäure) zustande. Diese sind häufig vergesellschaftet mit Eisen (huminsaures Eisen).

Die gelbe Farbe, welche verunreinigte Brunnenwässer oft aufweisen, stammt entweder unmittelbar aus verunreinigenden Zuflüssen oder ist bedingt durch Auslaugung des mit Unratstoffen durchsetzten Bodens. Solches Wasser läßt sich bisweilen auch schon mit unbewaffnetem Auge an Trübungen als unsauber erkennen [8].

Grund- und Quellwasser kann für unsere Empfindung völlig geruchlos sein, häufig aber macht sich, zumal bei gewissen Grundwässern, ein mehr oder weniger bestimmter Geruch bemerkbar. Abgesehen von einem modrigen, muffigen oder dumpfigen Geruch, welchen Wässer in schlecht gehaltenen Kesselbrunnen und Quellstuben annehmen können, besitzen auch manche Grundwässer, welche aus Böden stammen, die reich an organischen Stoffen sind, oder stark eisenhaltige Grundwässer einen eigenartigen Geruch, welcher schwer zu definieren ist und von vielen Analytikern durch den Ausdruck „mooriger Geruch“ gekennzeichnet wird.

Brunnen in altem Stadtboden oder verunreinigtem Boden überhaupt führen natürlich auch des öfteren ein Wasser, welches sich bei der Prüfung nicht als geruchfrei erweist.

Von ausgesprochenen Geruchsqualitäten, welche unter natürlichen Verhältnissen im Grundwasser vorkommen, ist eigentlich nur der Schwefelwasserstoffgeruch zu nennen. Man findet diesen Geruch am häufigsten bei eisenhaltigen Grundwässern aus erheblicherer Tiefe. Das Eisen ist im Untergrund vielfach als Schwefelkies (Pyrit, FeS_2) vorhanden. Das mit Kohlensäure beladene Grundwasser zersetzt dieses Schwefeleisen zu Ferrobikarbonat und Schwefelwasserstoff (vgl. S. 94). Bei der Berührung mit dem Sauerstoff der Luft scheidet sich das Eisen als Oxydhydrat aus, und der Schwefelwasserstoff oxydiert sich zu Schwefel und Wasser. Bei stark verunreinigtem Grundwasser kann etwaiger Schwefelwasserstoffgeruch aber auch aus Fäulnisprozessen herrühren.

Die Beurteilung des Geschmacks eines Wassers ist gewöhnlich eine recht wechselnde. Selbst wenn die Beurteilung von der gleichen Person, aber zu verschiedenen Zeiten vorgenommen wird, kann sie sehr verschieden ausfallen.

Unter den physikalischen Faktoren, welche den Geschmack eines Wassers beeinflussen, steht an erster Stelle die Temperatur. Es wird daher empfohlen, die Geschmacksprüfung stets bei bestimmten Temperaturen, z. B. bei 10—12°, vorzunehmen. Fahndet man auf eine bestimmte Geschmacksqualität, so erhöht man die Prüfungstemperatur zweckmäßig auf etwa 30°. Ferner ist der Gehalt des Wassers an gelösten Gasen (namentlich an Kohlensäure) von erheblichem Einfluß, sobald davon größere Mengen vorhanden sind. Die Frage, inwieweit der Geschmack verdünnter Lösungen mit der elektrolytischen Dissoziation der darin gelösten Stoffe zusammenhängt, ist noch nicht ein-

deutig entschieden. Eine ausführliche Zusammenstellung der Versuche, welche angestellt worden sind, um die Grenzen des Salzgehaltes zu bestimmen, von denen an bestimmte Salze eine spezifische Geschmacksempfindung auslösen, hat Ohlmüller [9] gegeben. Eingehend ist die Frage über den Geschmack des Wassers auch von Rubner [10] behandelt worden, ferner von F. Fischer [11] und K. B. Lehmann [12] und seinen Schülern.

Für Kochsalz liegt die Schmeckbarkeitsgrenze nach Rubner bei etwa 350 mg, nach F. Fischer unter 400 mg im Liter, für Chlormagnesium liegt nach beiden Autoren die Grenze, wo die unmittelbare Geschmacksempfindung aufhört, etwa bei einem Gehalt von 90—110 mg im Liter.

Neben der Feststellung des unmittelbaren Geschmacks legt Rubner noch besonderen Wert auf die Feststellung eines etwa auftretenden Nachgeschmacks. Die in Frage kommenden Versuche wurden mit Lösungen der betreffenden Salze in destilliertem, bzw. salzarmem Wasser angestellt, um eine Basis für die Beurteilung zu schaffen. Es darf nicht außer acht gelassen werden, daß bei dieser Versuchsanordnung die Reizschwelle des Geschmackes für das einzelne Salz gewöhnlich niedriger liegt, als wenn Wässer, welche noch andere Salze in verhältnismäßig reichlicher Menge enthalten, als Auflösungsmittel benutzt werden. Für praktische Bedürfnisse muß daher jedesmal eine besondere Untersuchung Platz greifen. Als Beispiel möge angeführt werden, daß F. Fischer in dem sehr harten Göttinger Leitungswasser einen Gehalt von 500 mg Chlornatrium im Liter mit Sicherheit durch den Geschmack noch nicht erkennen konnte. Daß im übrigen die Geschmacksempfindlichkeit bei den einzelnen Menschen eine sehr verschiedene ist, wurde bereits oben betont. Aus diesem Grunde wird der Wert der Aufstellung von Grenzzahlen für den Geschmack immer etwas problematisch bleiben.

Als besondere Qualitäten des Geschmacks eines Wassers findet man häufig noch den erdigen Geschmack, den Kalkgeschmack und den Eisengeschmack angegeben. Letzterer, an den Geschmack von Tinte erinnernd, ist zweifellos ein sehr charakteristischer und wird bei Eisenmengen über 1 mg Fe im Liter Wasser von den meisten Personen auch deutlich wahrgenommen. Dagegen gehören die beiden anderen angegebenen Geschmacksqualitäten zu denjenigen, welche von verschiedenen Beurteilern sehr verschieden deutlich empfunden zu werden pflegen.

Die Temperatur eines Quell- oder Grundwassers vermag auch oft wertvolle Anhaltspunkte für seine Herkunft zu geben. Die Temperatur des Grundwassers ist im großen und ganzen von der Temperatur des Bodens abhängig, in der es sich bewegt, doch kommen Ausnahmen vor.

Während die täglichen Temperaturschwankungen sich gewöhnlich nicht weiter als etwa 1 m in den Boden hinein fortpflanzen, machen sich die Schwankungen der Jahrestemperatur bekanntlich bis zu weit größeren Tiefen bemerkbar, je nach der Bodenart etwa bis auf 15—30 m (Fodor). Unterhalb dieser Tiefe beginnen die Bodenschichten mit konstanten Jahrestemperaturen. Man kann annehmen, daß z. B. im norddeutschen Flachlande die hydrothermische Tiefenstufe, d. h. die Strecke, mit welcher jedesmal die Grundwassertemperatur nach dem Innern der Erde zu um 1° C zunimmt, 30 m beträgt.

Hygienisch bedeutungsvoll sind alle diejenigen Schwankungen der Grundwassertemperatur, welche auf einen unmittelbaren Zufluß von Tagewässern zum Grundwasser hindeuten, also alle plötzlichen erheblicheren oder periodischen Schwankungen.



Das unbeeinflußte Wasser von Quellen, welche aus der Tiefe kommen, und die Wässer aus tieferen Brunnen haben gewöhnlich ziemlich dauernd die mittlere Jahrestemperatur des betreffenden Ortes.

Dieselbe beträgt nach v. Bebber [13] z. B. für

Memel	6,8°	Leipzig	8,5°
München	7,4°	Kassel	8,6°
Bromberg	7,6°	Berlin	9,0°
Breslau	8,0°	Hannover	9,2°
Hamburg	8,2°	Trier	9,7°
Friedrichshafen	8,4°	Straßburg	10,2°

im Mittel also 8—9° C.

Gelöste Gase finden sich in jedem Quell- oder Grundwasser, aber in anderen Mengenverhältnissen als im Meteor- und Oberflächenwasser. Die Hauptverschiebung der Mengenverhältnisse betrifft den Sauerstoff und die Kohlensäure. Während im Meteorwasser verhältnismäßig viel Sauerstoff und wenig Kohlensäure vorhanden ist, ändert sich dieses Verhältnis im Boden zugunsten der Kohlensäure, ja es kann eine Umkehr des Verhältnisses eintreten. Der Grund dafür liegt darin, daß der Sauerstoff des versickernden Meteorwassers zu Oxydationszwecken in Anspruch genommen wird und als Kohlensäure wieder in die Erscheinung tritt.

Dieser Unterschied findet seine Parallele in der verschiedenen Zusammensetzung der freien atmosphärischen Luft und der Grundluft. Dabei ist zu bemerken, daß der Kohlensäuregehalt der Atmosphäre ein nahezu konstanter ist, während der Kohlensäuregehalt der Grundluft innerhalb ziemlich weiter Grenzen schwankt.

So fand Pettenkofer [14] in 4 m Tiefe während eines Jahres den Kohlensäuregehalt der Grundluft Münchens sich zwischen 6 und 16 ‰ bewegend, Smolenski [15] im Münchener Boden (Kirchhof, Bauplatz usw.) sogar einen Kohlensäuregehalt der Grundluft zwischen 1,6 und 102 ‰, während bekanntlich der Kohlensäuregehalt der freien Atmosphäre annähernd konstant 0,35 ‰ beträgt.

Für die Löslichkeit eines Gases in Wasser ist in erster Linie sein Absorptionskoeffizient maßgebend, d. h. das auf 0° und 760 mm Quecksilberdruck reduzierte Gasvolumen, welches von der Volumeneinheit Wasser unter dem Druck von 760 mm Quecksilber absorbiert wird.

Für Gase, welche in Wasser nur in mäßigem Grade löslich sind (Sauerstoff, Stickstoff u. a.), gilt bei nicht zu hohen und wenig schwankenden Drucken das Henrysche Gesetz, welches besagt, daß eine gegebene Menge einer Flüssigkeit bei konstanter Temperatur dem Drucke des Gases proportionale Gewichtsmengen dieses Gases löst. Handelt es sich um Gasgemenge, so gilt ferner das Daltonsche Gesetz: Löst sich ein Gasgemisch in einer Flüssigkeit, so löst sich jede Komponente des Gemisches entsprechend ihrem Partialdruck.

Es beträgt die Löslichkeit*) des Sauerstoffs und des Stickstoffs nach Winkler, der Kohlensäure nach Bohr und Bock in Wasser [16] bei:

°C	Sauerstoff g	Stickstoff g	Kohlensäure g
0°	0,006948	0,002927	0,3347
5°	0,006074	0,002588	0,2774
10°	0,005370	0,002301	0,2319
15°	0,004804	0,002076	0,1971
20°	0,004339	0,001893	0,1689
25°	0,003932	0,001744	0,1450
30°	0,003588	0,001609	0,1259

*) D. h. die Menge des Gases in Grammen, welche von 100 g des reinen Lösungsmittels bei der betreffenden Temperatur aufgenommen wird, wenn der Gesamtdruck, also der Partialdruck des Gases plus dem Dampfdruck der Flüssigkeit, bei der Absorptionstemperatur 760 mm beträgt.

Mit steigender Temperatur des Lösungsmittels nimmt die Löslichkeit der Gase im allgemeinen ab. Kommt Wasser mit freier atmosphärischer oder mit Bodenluft in Berührung, so nimmt es die einzelnen in der Luft enthaltenen Gase entsprechend deren Partialdruck auf.

Da die freie atmosphärische Luft rund 21 Proz. Sauerstoff und 79 Proz. Stickstoff*) enthält, während der Kohlensäuregehalt nur ungefähr 0,03 Proz. zu betragen pflegt, so wäre der Partialdruck des Sauerstoffs in der Luft = 0,21, der des Stickstoffs = 0,79 und der der Kohlensäure nur = 0,0003 Atmosphären. Der niedrigere Partialdruck wird bisweilen zum Teil durch die höhere Löslichkeit der betreffenden Gase ausgeglichen.

1 Liter gasfreies Wasser würde also z. B. bei 10° aus der Luft aufnehmen können:

$$0{,}0537 \cdot 0{,}21 \quad = 11{,}3 \text{ mg Sauerstoff,}$$
$$0{,}0230 \cdot 0{,}79 \quad = 18{,}2 \text{ mg Stickstoff,}$$
$$2{,}319 \cdot 0{,}0003 = 0{,}7 \text{ mg Kohlensäure.}$$

Die im Wasser gelöste Luft ist also verhältnismäßig bedeutend sauerstoffreicher als die der freien Atmosphäre. Tritt statt der freien atmosphärischen Luft die kohlensäurereiche, sauerstoffärmere Bodenluft mit dem Wasser (Grundwasser, Quellwasser) in Wechselbeziehung, so verschiebt sich damit natürlich auch der Gehalt des Wassers an den verschiedenen gelösten Gasen. *So kommt es denn, daß die Grund- und Quellwässer gewöhnlich reicher an Kohlensäure und ärmer an Sauerstoff sind als die Meteor- und Oberflächenwässer.*

In welcher Form die Kohlensäure sich im Wasser befindet, ist z. B. auf S. 31 erwähnt. Eine Prüfung auf den Gehalt an freiem Sauerstoff wird erst in neuerer Zeit häufiger ausgeführt. Selbst wenn das Grundwasser von Anfang an arm an Sauerstoff sein sollte, nimmt es doch auf dem Wege, auf dem es zutage gefördert wird, leicht Sauerstoff auf, so daß es einer besonders vorsichtigen Probeentnahme bedarf, um einen richtigen Einblick in die vorliegenden Verhältnisse zu gewinnen. Es wird jedoch über das Vorkommen vollkommen sauerstofffreien Brunnenwassers berichtet [17].

Abgesehen von seinem Gehalt an gelösten Gasen zeigt das Grund- und Quellwasser auch sonst in chemischer Beziehung manches vom Meteor- und Oberflächenwasser Differente.

Daß das *Meteorwasser* sehr arm an *festen Bestandteilen* sein muß, liegt auf der Hand; das in den Boden versickernde oder sich im Boden bildende Wasser aber wirkt teils unmittelbar auslaugend auf gewisse im Boden und im Gestein befindliche chemische Stoffe ein, teils führt es sie durch die in ihm gelösten Gase (Kohlensäure) in lösliche Substanzen über. *Das Grund- und Quellwasser trägt also in seiner chemischen Zusammensetzung den Stempel seines Geburtsortes an sich.*

Eine bekannte Zusammenstellung von Quellwässern typischer Zusammensetzung aus verschiedenen Gebirgsformationen Deutschlands stammt von *Reichardt* [18] und ist in eine Reihe von Büchern übernommen worden. Sie mag (nach *Wolffhügel*) hier ebenfalls, auf mg im Liter Wasser umgerechnet, im folgenden gekürzt wiedergegeben werden (siehe die Tabelle auf S. 21).

Auch in bezug auf andere Stoffe ist die geologische Formation vielfach von Bedeutung. So pflegt z. B. Wasser aus dem Tertiär *Eisen* und *Mangan* nur in Spuren zu enthalten. Bekannt ist dagegen der häufig hohe Eisen- und Mangangehalt in Wässern aus dem Diluvium und Alluvium. In solchen Fällen kann auch gleichzeitig Ammoniak vorhanden sein.

Hygienisch anders zu beurteilen als diese primäre chemische Zusammensetzung des Grund- und Quellwassers ist der durch sekundäre Einflüsse entstandene chemische Charakter eines Wassers. Hierher gehören vor allen Dingen die Fälle, in denen das Grundwasser in alten Städteböden die Stoffe

*) Von Argon, Neon, Krypton, Xenon möge hier abgesehen werden.



Formation	Gegend	1 Liter Wasser enthält mg				Härtegrade
		Rückstand	Chlor	Kalk	Magnesia	
Granit	Thüringen	24,4	3,3	9,7	2,5	13
"	"	70,0	1,2	30,8	9,1	44
"	Schlesien	210,0	Spur	44,8	21,0	74
Melaphyr	—	160,0	8,4	61,6	22,5	93
Basalt	—	150,0	Spur	31,6	28,0	61
Tonsteinporphyr	—	25,0	0	5,6	1,8	8
Tonschiefer	Steben	120,0	2,5	50,4	7,3	61
"	Sachsen	60,0	8,8	2,8	3,6	8
"	Greiz	70,0	2,0	5,6	1,8	8
"	"	180,0	10,6	44,0	10,8	59
Bunter Sandstein	—	125,0 bis 225,0	4,2	73,0	48,0	140
"	bei Meiningen	300,0	3,2	95,2	7,2	105
"	bei Gotha	190,0	8,9	39,2	28,0	78
"	bei Rudolstadt	90,0	7,5	10,0	3,6	15
Muschelkalk	bei Jena	325,0	3,7	129,0	29,0	170
Dolomitisch	(Mittelzahlen)	418,0	Spur	140,0	65,0	231
Gipsquelle	bei Rudolstadt	2365,0	161,0	766,0	122,5	928

allmählich wieder auslaugt, die denselben von Haus aus nicht zugehörten, sondern ihnen durch jahrhundertelange Kultur zugeführt worden sind. So enthalten städtische Brunnenwässer oft erstaunlich große Mengen von Salzen, im besonderen Chloride, schwefelsaure, phosphorsaure und salpetersaure Verbindungen, während von der Stadt entfernter liegende Brunnen, die ihr Wasser dem gleichen Grundwasserstrom verdanken, aber oberhalb (dem Grundwasserstrom nach) des verunreinigten Bodengebietes gelegen sind, ein an chemischen Bestandteilen verhältnismäßig armes Wasser führen können.

Sehr erheblich ist im allgemeinen der Unterschied zwischen Quell- und Grundwasser einerseits und den Oberflächenwässern andererseits in bakteriologischer Beziehung. Die Ursache dieses Unterschiedes ist ohne weiteres einleuchtend. Macht das Grundwasser auf seinem Werdegange einen Filtrationsprozeß in feinkörnigem Boden durch oder bildet es sich in größeren Tiefen durch Kondensation von Wasserdämpfen, so muß es naturgemäß zum mindesten bakterienarm sein, da wir noch immer trotz einiger für das Gegenteil sprechender Untersuchungen annehmen müssen, daß feinporiger Boden in einer Tiefe von einigen Metern so gut wie keimfrei ist. Diese Tatsache hat auch dazu geführt, daß die Versorgung mit gut gesichertem Grundwasser allmählich die Versorgung durch gereinigtes Oberflächenwasser in den Hintergrund drängt.

Weniger günstig liegen vielfach die Verhältnisse bei solchen Quellen, bei welchen nicht mit einer ausreichenden Filtration des speisenden Wassers gerechnet werden kann; das ist der Fall, wenn das Wasser, statt langsam in den Boden zu versickern, verhältnismäßig rasch durch Risse, Klüfte und Sprünge in die Tiefe versinkt. Sehr lehrreiche Beispiele dafür hat Gärtner [19] beschrieben.

Ebenso sind „Rasenquellen" in der Nähe von gedüngtem Ackerland oder Quellen am Fuße bebauter und besiedelter Abhänge aus naheliegenden Gründen oft bedenklich.

3. Oberflächenwasser.

Was nun das Oberflächenwasser anbelangt, so nähert es sich seinen physikalischen und bakteriologischen Eigenschaften nach dem Meteorwasser,

seinen chemischen Eigenschaften nach dem Grund- und Quellwasser. Das Oberflächenwasser ist allen äußeren Einflüssen ausgesetzt und ermangelt fast stets des Schutzes gegen Verunreinigungen allerart, der Quell- und Grundwässern gewöhnlich nicht versagt ist. Infolgedessen ist seine Beschaffenheit eine recht bunte, vom Zufall abhängige.

Als charakteristisch für das Oberflächenwasser dürften folgende Eigenschaften anzusehen sein: Wechsel im Gehalt an Schwebestoffen und Bakterien, die es beide unter Umständen in großen Massen mit sich führen kann, Anpassung seiner Temperatur an Witterung und Jahreszeit, wechselnder Gehalt an gelösten Gasen, von denen bei reineren Wässern Stickstoff nnd Sauerstoff prävalieren werden [20]. Von chemischen Bestandteilen kann man diejenigen als charakteristisch ansehen, die organischer Natur sind oder unvollständige Oxydationsstufen darstellen. So pflegt der Glühverlust und die sogen. Oxydierbarkeit bei Oberflächenwässern im allgemeinen größer zu sein als bei Grund- und Quellwässern (sofern diese nicht viel Huminstoffe enthalten), und die niedrigste Oxydationsstufe der im Wasser vorkommenden anorganischen Stickstoffverbindungen, das Ammoniak, ist ein fast regelmäßiger Begleiter des Oberflächenwassers, während es im Grundwasser nur unter bestimmten Voraussetzungen (vgl. S. 94) angetroffen wird.

Dafür pflegt das Oberflächenwasser verhältnismäßig arm an Eisen-, Kalk- und Magnesiaverbindungen zu sein, da etwa von vornherein in größerer Menge vorhandenes Eisen unter dem Einfluß des im Wasser gelösten Sauerstoffs als unlösliches Eisenoxydhydrat ausfällt, und Wässer mit einem ursprünglich hohen Grad von temporärer Härte an der Luft weicher werden, weil durch Kohlensäureverlust ein Teil des Kalkes als unlöslicher kohlensaurer Kalk sich ausscheidet. Zwischen dem ruhenden Wasser der Seen und Teiche einerseits und dem in ständiger Bewegung befindlichen Wasser der Bäche und Flüsse andererseits bestehen nicht unerhebliche Unterschiede, die ihre Ursache teils in physikalischen, teils in biologischen Vorgängen haben [21]. Das Wasser großer Seen ist meist ziemlich rein, verschieden in seiner Eigenfarbe und Vegetationsfarbe [22], gewöhnlich arm an mineralischen Salzen und wenig keimhaltig [23]. Die Stagnation begünstigt das Sedimentieren schwebender Teilchen und damit die Reinigung des Wassers, sie läßt das Licht der Sonne intensiver in das Wasser eindringen und schafft für die niedere Flora und Fauna des Wassers Bedingungen, welche eine reichliche Entwicklung derselben ermöglichen. Hierdurch ergeben sich auch mittelbar lebhaftere Umsetzungen chemischer Natur.

Literatur zu II:

1) Knauthe, Das Süßwasser. Neudamm 1907. S. 20.
2) Zitiert nach Wolffhügel, a. a. O. unter I.
3) Miquel et Cambier, Traité de Bacteriologie, Paris 1902. S. 946.
4) Janowski, Centralbl. f. Bakt. 1888, **4**, 547.
5) Wolffhügel, a. a. O.
6) Fischer, Das Wasser, seine Verwendung, Reinigung und Beurteilung. 3. Aufl., Berlin (J. Springer), 1902, S. 3.
7) Gaertner, Klin. Jahrb. 1902, **9**, 63.
8) Blum, Bis zu welchen Grenzwerten sind Wasserverunreinigungen sichtbar? Inaug.-Dissertation, Würzburg 1902.
9) Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1907, **25**, 332.
10) Rubner, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 3. Folge, 1902, **24**, Suppl., 75.
11) Fischer, a. a. O., S. 23.

12) K. B. Lehmann, Die Methoden d. praktischen Hygiene. 2. Aufl., 1901, S. 196; Aßmann, Grenzwerte über den Geschmack verunreinigten Wassers. Inaug.-Dissertation, Würzburg 1905.
13) van Bebber, Hyg. Meteorologie. Stuttgart 1895. S. 88.
14) Pettenkofer, Z. f. Biol. 1871, **7**, 404.
15) Smolenski, Z. f. Biol. 1877, **13**, 392.
16) Landolt-Börnstein, Physik.-chem. Tab., 3. Aufl., Berlin 1905, S. 599—604.
17) Lang, Münch. med. W. 1907, S. 1922.
18) Reichardt, E., Grundlagen z. Beurteilung d. Trinkwassers. 4. Aufl., Halle a. S. 1880, S. 33.
19) Gärtner, a. a. O.
20) Zuntz, Arch. f. Physiol. 1900, Suppl.-Bd., S. 311; Mehring, Die landwirtschaftl Versuchsstat. 1907, **67**, 465.
21) Aufseß, Die physikal. Eigensch. d. Seen. Braunschweig (Vieweg & Sohn) 1905; Forel. Handbuch der Seenkunde. Allg. Limnologie. Stuttgart (Engelhorn) 1901.
22) Kolkwitz, Viertelj. f. öff. Gesundheitspflege 1910, **42**, 305.
23) Forel, Internat. Rev. d. ges. Hydrob. u. Hydrogr. 1908, **1**, Nr. 4 u. 5.

III. Aufgaben der Wasserversorgung und Anforderungen an Trink- und Nutzwasser.

Das Wasser hat im Haushalte des Menschen eine ganze Reihe von wichtigen Aufgaben zu erfüllen. Zunächst ist es in gewissem Sinne ein unentbehrlicher Nahrungsstoff und sollte außerdem tunlichst immer auch ein Genußmittel sein. Auch bei der Zubereitung der Speisen ist das Wasser nicht zu entbehren.

Wegen der Bedeutung des Wassers als Nahrungsstoff im engeren Sinne sei auf das Kapitel Ernährung verwiesen.

Das Wasser ist aber ferner ein ungemein wichtiges Transportmittel, auf dem wir alle kleinen und großen Schmutzpartikel verfrachten, um sie aus der Nähe unseres Körpers und unserer Wohnstätten zu bringen. Der Reinigungsprozeß, dem wir unseren Körper täglich unterwerfen, ist ohne Zuhilfenahme dieses Vehikels nicht denkbar; das Wasser dient u. a. ferner zum Säubern der Wäsche, des Hausgeschirrs, zur Abschwemmung der Fäkalien in den großen Städten, zum Besprengen der Straßen, zu einer großen Reihe von industriellen Zwecken und zur Bekämpfung des Feuers. Soll das Wasser allen diesen Aufgaben genügen, so muß es über eine Reihe von Eigenschaften verfügen, welche je nach dem Verwendungszweck des Wassers mehr oder weniger unerläßlich sind.

1. Wasserqualität.

Von einem Wasser, welches zu Trink- und Tränkzwecken dienen soll, muß verlangt werden. daß es nicht gesundheitsschädlich ist. Über diesen Punkt wird im Kapitel IV ausführlich zu sprechen sein. Das Wasser soll aber nicht nur unschädlich sein, es soll auch zugleich gern genossen werden, einen erfrischenden Geschmack und eine erquickende Temperatur besitzen und nicht durch gewisse äußere Eigenschaften, die zwar gesundheitlich unbedenklich sein können, dafür aber unappetitlich sind, auffallen. Als solche Eigenschaften sind zu nennen: Trübungen, Färbungen, abnormer Geschmack und abnormer Geruch.

Die chemische Beschaffenheit eines Wassers an sich macht — mit wenigen Ausnahmen — gewöhnlich ein Wasser nicht für Trinkzwecke un-



tauglich, es sei denn, daß sie die äußeren Eigenschaften des Wassers verdirbt. Dagegen spielt die chemische Beschaffenheit sofort eine größere Rolle, wenn die Frage nach der wirtschaftlichen Brauchbarkeit und der Benutzbarkeit des Wassers für industrielle Zwecke aufgeworfen wird.

Sehr hartes Wasser eignet sich nicht für Küche und Haus. Bekanntlich kochen Leguminosen darin nicht weich, auch zur Bereitung der koffeinhaltigen Getränke wird es nicht gern verwendet.

Zum Waschen ist hartes Wasser sehr ungeeignet, da die Kalk- und Magnesiasalze, welche die Härte bedingen, einen entsprechenden Teil der Seife mit Beschlag belegen, indem sie unlösliche, schmierige Kalk- und Magnesiaseifen bilden, welche sich unter Umständen auf die zu reinigenden Stoffe niederschlagen und dadurch Mißstände hervorrufen. Erst nach Bindung der Kalk- und Magnesiasalze vermag die Seife zu schäumen und ihre reinigende Wirkung zu entfalten.

Auch Wässer mit größerem Eisen- oder Mangangehalt sind zu Koch- und Waschzwecken nicht geeignet.

Die Industrie kann zunächst der Dampfkessel wegen ein hartes Wasser nicht gebrauchen, da dasselbe Veranlassung zur Kesselsteinbildung gibt. Reines, von Faulstoffen freies Wasser ist für die Zuckerfabrikation, die Stärkefabrikation und die Bierbrauerei erforderlich. Auch der Salzgehalt der Wässer ist für diese Industrien nicht gleichgültig.

Farblose, eisenfreie Wässer sind Bedürfnis für die Färbereien und Papierfabriken.

Sieht man von der Verwendung des Wassers für landwirtschaftliche und fischereiliche Zwecke hier ab, da diese Fragen mehr in das Kapitel, betreffend die Verunreinigung der Flüsse hineingehören, so wäre der Vollständigkeit halber noch die Brauchbarkeit eines Wassers für Feuerlöschzwecke zu berühren. Es liegt aber auf der Hand, daß die hier mitsprechenden Fragen nicht die Qualität des Wassers betreffen, sondern seine Quantität, seine Druckkraft u. a. m.

Die Quantität, in der ein Wasser zur Verfügung steht, ist aber nicht nur von Interesse für die Technik und Feuersicherheit, sondern sie ist in hervorragendem Maße auch von hygienischer Bedeutung.

2. Wasserbedarf.

Die Menge des Wassers, welche zu eigentlichen Trinkzwecken benutzt wird, ist sehr gering und läßt sich für den Tag und den Kopf auf etwa $1\frac{1}{2}$ Liter veranschlagen. Sie verschwindet gegenüber den Wassermassen, die für die übrigen Zwecke gebraucht werden. Allerdings muß von vornherein ein Unterschied gemacht werden zwischen Ortschaften mit zentraler Wasserversorgung und Orten ohne eine solche. Es ist verständlich, daß im ersteren Fall der Wasserbedarf ein viel größerer sein wird und muß, denn die bequeme Erreichbarkeit des Wassers führt zu reichlichem Gebrauch, ja kann sogar zu Mißbrauch verleiten. Es werden zur Befriedigung der einzelnen Bedürfnisse etwa folgende Wassermengen für einen Bewohner täglich benötigt:

1. Zum Trinken, Kochen, Reinigen	36—40 l
2. Für eine Klosettspülung	10 l
3. Für ein Wannenbad	350 l
4. Für ein Brausebad	25 l

usw. Dem Wasserbedarf für häusliche Zwecke steht der Wasserbedarf für öffentliche Zwecke gegenüber.

Hierher gehört das Sprengen der Straßen, welches etwa 1—1½ Liter für den Quadratmeter bei einer einmaligen Besprengung erfordert, die Spülung der öffentlichen Aborte und Pissoire (50—200 l stündlich pro Meter Standlänge), das Bewässern von öffentlichen Parkanlagen (1,5 l pro qm), die Speisung von Fontänen u. a. m.

In kleinen Städten, in welchen Vieh gehalten wird, kommt auch dieses als Wasserverbraucher in Betracht. Man rechnet im allgemeinen für ein Pferd und ein Stück Großvieh 50 l pro Tag, für ein Stück Kleinvieh 10—20 l.

Daß der Wasserverbrauch im übrigen sehr von lokalen Verhältnissen und Gewohnheiten abhängt, mithin großen Schwankungen unterliegt, zeigen die Ergebnisse der statistischen Erhebungen der Kommission des Vereins der Deutschen Gas- und Wasserfachmänner, welche dieselbe seinerzeit zusammengestellt hat [1]. Danach schwankte der durchschnittliche tägliche Wasserverbrauch etwa zwischen 30 und 160 l für den Kopf in deutschen Städten. Der Wasserbedarf kann aber noch ganz andere Dimensionen annehmen. Bekannt für ihr großes Wasserbedürfnis sind gewisse amerikanische Großstädte. New York verbrauchte 549 l pro Kopf und Tag, Chicago 780 l, Philadelphia 958 l und Buffalo sogar die ungeheure Menge von 1121 l [2]. Demgegenüber sind die entsprechenden Zahlen in europäischen Großstädten niedrig. So verbrauchte z. B. London im Jahr 1904 pro Kopf und Tag 225 l, Berlin im Jahre 1905 128 l [3]. Was Berlin betrifft, so ist zu bemerken, daß diese Menge von den Pumpstationen auf die Rieselfelder befördert wurde, während nur 86 l aus den städtischen Wasserwerken stammten. Eine richtige Vorstellung von dem wirklichen Wasserbedürfnis erhält man aber auch nur, wenn man die Menge des produzierten Abwassers an niederschlagsfreien Tagen mißt.

So wenig erkennbar auch oft der Grund sein mag, warum die eine Stadt ein so erheblich gesteigertes Wasserbedürfnis einer andern gegenüber besitzt, so haben doch drei Faktoren stets einen steigernden Einfluß auf den Wasserverbrauch: das Vorhandensein von viel Industrie (im besonderen gewisser Zweige derselben, z. B. von Papierfabriken, Zuckerfabriken, Gerbereien, Färbereien, Wäschereien, Badeanstalten*), das Bestehen einer Schwemmkanalisation und das Fehlen von Wassermessern [4].

Im besonderen führt das Fehlen von Wassermessern oft zu einer wirklichen Vergeudung des Wassers, welche ebensowenig gutgeheißen werden kann wie das übermäßige Sparen desselben. Wird Wasser im Übermaß verschwendet, so kann die Beschaffung der benötigten großen Mengen Wassers von hygienisch einwandfreier Beschaffenheit auf Schwierigkeiten stoßen und damit ein großer Übelstand hervorgerufen werden.

Außer der Wasserverschwendung durch die Konsumenten kann die Wassermenge, die das Werk liefert, auch nutzlos reduziert werden durch übermäßig große Verluste im Leitungsnetz infolge von Undichtigkeiten. Ein gewisser Verlust allerdings (etwa bis 10 Proz.) muß immer in den Kauf genommen werden. Bisweilen sind die Verluste aber erheblich größer.

Der Wasserverbrauch unterliegt Schwankungen, die sich sowohl während eines Tages und einer Woche als auch im Laufe des Jahres ab-

*) Solche Industrien beschaffen sich allerdings häufig ihr Betriebswasser selbst, unabhängig von der zentralen Wasserversorgung.

spielen. Der größte Wasserbedarf am Tage herrscht gewöhnlich in den Vormittagsstunden, der geringste in der Nachtzeit. Unter den Wochentagen pflegt sich der Sonnabend durch einen besonders großen Wasserverbrauch auszuzeichnen, unter den Monaten die heißesten Sommermonate Treffen alle diese Zeitpunkte des höchsten Wasserbedarfs zusammen, so haben wir den maximalen Stundenverbrauch, auf welchen das Wasserwerk einschließlich seines Rohrnetzes eingerichtet sein muß. Als durchschnittlichen Tagesverbrauch für den Kopf der Bevölkerung kann man in deutschen Städten 100 l Wasser rechnen, die größte tägliche Wassermenge ist das $1\frac{1}{2}$fache dieses Betrages. Die größte Stundenwassermenge am Tage des größten Wasserverbrauchs kann man zu 10 Proz. der durchschnittlichen Gesamttagesleistung des Wasserwerkes rechnen, d. h. z. B. für den Kopf und Tag:

durchschnittliche Wassermenge . . . . 100 l
größte Wassermenge . . . . 150 l
größte stündliche Wassermenge . . . . 10 l.

Bei ländlichen Orten kommt man im allgemeinen mit durchschnittlich 60 l auf den Kopf der Bevölkerung aus, doch ist auf einen etwaigen reichlichen Viehbestand entsprechende Rücksicht zu nehmen (s. S. 25).

Bei der Projektierung einer Wasserversorgungsanlage ist der Frage nach einer ausreichenden Wassermenge besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Gleichzeitig ist Rücksicht zu nehmen auf ein etwaiges Wachstum der Einwohnerzahl der Stadt. Man berechnet ein Wasserwerk gewöhnlich zunächst auf mindestens 10 Jahre voraus. Die Bevölkerungsziffer nach dem gewählten Zeitraum berechnet sich wie folgt:

$$E = e\left(1 + \frac{p}{100}\right)^n$$

Darin ist E die Bevölkerungsziffer nach n Jahren, e die derzeitige Bevölkerungsziffer und p der bisher jährlich beobachtete Bevölkerungszuwachs in Prozenten.

Während bei einer Versorgung mit Oberflächenwasser die Beschaffung der notwendigen Quantität meist keine Schwierigkeiten macht, ist dies häufiger der Fall bei Grundwasserversorgungsanlagen und hauptsächlich bei der Benutzung von Quellen für die Wasserversorgung. Bei Grundwasseranlagen entscheidet ein länger fortgesetzter Pumpversuch über die Ergiebigkeit, bei Quellen sind längere Zeit hindurch, besonders in der trockenen Jahreszeit vorgenommene Ergiebigkeitsmessungen unerläßlich. Ein Abgehen von diesen Forderungen kann später die sehr peinlichen und hygienisch recht bedenklichen Erscheinungen des Wassermangels zeitigen. Solche Vorkommnisse fehlen weder bei kleinen noch bei großen Städten.

Als Beispiel mag die unlängst (1908) in Wien beobachtete Wassernot angeführt werden, wo die bestehende Hochquellenleitung wegen Zurückgehens der Ergiebigkeit der Quellen um 30 Proz. innerhalb 14 Tagen bei gleichzeitig steigendem Wasserbedarf nicht entfernt mehr den an sie zu stellenden Anforderungen in quantitativer Hinsicht genügte. Es mußte nicht nur der Wasserverbrauch für öffentliche Zwecke eingeschränkt, sondern auch eine teilweise Absperrung bzw. Drosselung der Stockwerksleitungen in 9000 Häusern vorgenommen werden, so daß die Hausbewohner genötigt waren, ihren Bedarf im Erdgeschoß zu holen. Durch die zweite 1910 eröffnete Hochquellenleitung dürfte ähnlichen Mißständen vorgebeugt sein.

Abgesehen davon, daß die plötzliche Herabminderung der Wassermenge zu einer Einschränkung der Reinlichkeit führen muß, liegt die Hauptgefahr



eines Wassermangels in hygienischer Beziehung darin, daß als Ersatz des knapp gewordenen einwandfreien Wassers anderes, sanitär häufig bedenkliches Wasser für den Konsum herangezogen wird.

Bei der Wahl eines Wassers für zentrale Wasserversorgungsanlagen muß zunächst die Quantitäsfrage im günstigen Sinne entschieden sein, dann erst ist die Qualitätsfrage näher zu prüfen. Von diesem Grundsatze dürfte nur in Ausnahmefällen abzugehen sein.

Literatur zu III:

1) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1893, S. 542; 1896, S. 599.
2) Techn. Gemeindebl. 1904, 7, 113.
3) Bericht über die Gemeindeverwaltung der Stadt Berlin 1901—1905.
4) Halbertsma, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 415 u. 438.

IV. Welche Gesundheitsschädigungen können durch Wasser hervorgerufen werden?

Während die Schilderung der physiologischen Wirkungen der Aufnahme von Wasser auf den menschlichen Körper für das Kapitel der Ernährungslehre vorbehalten ist, steht die Schilderung der durch Wassergenuß möglichen Gesundheitsstörungen zur Frage der Wasserversorgung in engsten Beziehungen. Das Wasser kann die Gesundheit des Konsumenten bedrohen sowohl durch seine physikalischen wie durch seine chemischen Eigenschaften, vor allem aber durch in ihm enthaltene parasitische Krankheitserreger.

A. Gesundheitsschädigungen, bedingt durch physikalische Eigenschaften des Wassers.

Unter den physikalischen Eigenschaften eines Wassers versteht man gewöhnlich seine sogen. äußere Beschaffenheit, d. h. die Erscheinungsform, in der es sich den unbewaffneten Sinnen darbietet. Mängel im Aussehen, wie Trübungen, Färbungen, sind vielfach, streng genommen, gesundheitlich belanglos, vermögen aber doch unter Umständen durch Erweckung von Ekelgefühl, durch Verleitung zum Genuß andererer, gesundheitlich nicht indifferenter Ersatzgetränke (Alkoholika) die Gesundheit mittelbar zu schädigen. Das wird sich vor allem dort geltend machen, wo eine gewisse Monotonie in der Ernährung oder ein Mangel an solchen Genußmitteln besteht, welche eine etwaige Minderwertigkeit gewisser notwendiger Nahrungsstoffe leichter ertragen helfen. Man wird es deshalb nicht gutheißen können, wenn z. B. in geschlossenen Anstalten (Gefängnissen u. dgl.) den Insassen ein Wasser verabfolgt wird, welches durch Eisenabscheidungen unappetitlich geworden ist, obwohl von einer unmittelbaren Gesundheitsschädigung hier sicher nicht die Rede sein kann. Gerade in diesen Fällen wird man sich vielmehr auf den Standpunkt stellen müssen, daß das beste Wasser gerade gut genug ist für die in Rede stehenden Konsumenten.

Ähnlich wie mit dem Aussehen verhält es sich mit dem Geschmack und dem Geruch des Wassers. Auch sie können unter Umständen gänzlich vom Genuß des Wassers abhalten oder veranlassen, daß dieser Genuß nur



auf das unumgänglich notwendige Maß eingeschränkt wird. Wir finden es nicht gar so selten, daß von zwei Brunnen der eine ein gegen Infektion völlig geschütztes, also vom bakteriologischen Standpunkt aus durchaus hygienisch einwandfreies Wasser liefert, dem eine mangelhafte Geschmacks- oder Geruchsqualität anhaftet, während das Wasser des anderen Brunnens tadellose äußere Eigenschaften zeigt, aber trotzdem infektionsverdächtig ist. Der Konsument, welchem die Wahl gelassen ist, wird zweifelsohne letzterem Wasser den Vorzug geben und sich damit unter Umständen der Gefahr einer Infektion aussetzen. Hier hätte dann mittelbar die mangelhafte äußere Qualität des anderen Wassers eine Gesundheitsschädigung hervorgerufen. Diese Tatsachen müssen den Hygieniker veranlassen, noch mehr als es bisher geschieht, nach Methoden zu suchen, ein äußerlich mangelhaftes Wasser zu verbessern und zu „schönen". Es darf nicht stets und ständig das drohende Gespenst der Infektion allein sein Handeln beeinflussen.

Wichtig ist ferner die Temperatur des genossenen Wassers. Auf der einen Seite schreckt ja ein zu hoch temperiertes Wasser ohne weiteres vom Trinken ab, wenn nicht brennender Durst dazu treibt, andererseits können durch (namentlich hastigen) Genuß kalten Wassers bekanntlich krankhafte Störungen der Magen- und vornehmlich der Darmfunktionen entstehen, welche sogar bisweilen den Ausgangspunkt chronischer, katarrhalischer Erscheinungen an den genannten Organen zu bilden vermögen. Ob die schnelle Aufnahme größerer Mengen kalten Wassers bei einer durch körperliche Anstrengungen erhitzten Person den Anstoß zur Entstehung anderer Erkrankungen geben kann, wie von manchen Seiten angenommen wird, mag dahingestellt bleiben. Ein überzeugender Beweis dafür dürfte jedenfalls nicht leicht zu erbringen sein.

B. Gesundheitsschädigungen, bedingt durch chemische Eigenschaften des Wassers.

Zieht man die chemischen Eigenschaften eines Wassers hinsichtlich ihrer etwaigen Gesundheitsschädlichkeit in den Kreis der Beobachtung, so wird zunächst die Frage zu stellen sein, ob ein von gelösten Stoffen ganz oder nahezu freies Wasser schädlich wirkt. Diese Frage ist noch strittig.

Indem man sich auf die Tatsache stützte, daß reines destilliertes Wasser für Bakterien und Pflanzenzellen schädlich ist [1], hat man einen Analogieschluß gemacht und angenommen, daß dasselbe auch auf die Zellen der Magenschleimhaut des Menschen verderblich einwirken müsse [2].

Da der Genuß destillierten Wassers, das Schlucken von Eisstücken, das Trinken von Schnee- und Gletscherwasser häufig Übelsein, ja Erbrechen hervorruft, so glauben manche Autoren darin eine Stütze für die Anschauung von der Giftwirkung salzfreien oder salzarmen Wassers zu sehen. Bekannt ist auch, daß eine fast chemisch reines Wasser führende Quelle in Gastein den Namen „Giftbrunnen" führt.

Demgegenüber stehen andere Autoren [3] auf dem Standpunkt, daß destilliertes oder ihm ähnliches Wasser einen schädlichen Einfluß auf den Konsumenten nicht habe. Dabei beruft man sich unter anderem auch darauf, daß das auf den Seeschiffen gelegentlich zu Trinkzwecken verwendete destil-



lierte Wasser in keiner Weise nachteilig wirke [4]. Vielfach allerdings muß das destillierte Wasser durch ausgiebige Belüftung, Zufuhr von Kohlensäure und Zusatz kleiner Salzmengen wieder genießbar gemacht werden.

Die gelösten Bestandteile der natürlichen Trinkwässer bestehen gewöhnlich und hauptsächlich aus den Kationen Kalium, Natrium, Kalzium, Magnesium, Eisen (Mangan) und Aluminium und aus den Chlor-, Sulfat-, Hydrophosphat- (Nitrat-, Nitrit-), Hydrokarbonat- und Karbonat-Anionen, außerdem finden sich Kieselsäure, organische Substanzen und freie Gase (Kohlensäure, Sauerstoff, Stickstoff) in Lösung.

Beimengungen anderer Art, die mehr als in Spuren vorhanden sind, können im allgemeinen nicht mehr als „physiologische Bestandteile" natürlicher Wässer betrachtet werden. Von Mineralwässern sehe ich dabei ab.

Auch Stoffe, die für die Gesundheit in kleinen Mengen unschädlich sind, können dadurch Schaden bringen, daß sie in zu großen Mengen aufgenommen werden. Von diesem Gesichtspunkt aus können auch die normalerweise in natürlichen Wässern vorkommenden chemischen Stoffe unter Umständen nachteilig auf die Gesundheit des Konsumenten einwirken [5] Von Beimischungen so großer Mengen dieser Stoffe, daß sie dem Geschmack oder dem Geruch erkennbar werden, soll hier nicht die Rede sein.

1. Hartes Wasser.

Am meisten behandelt ist die Frage nach der eventuellen Schädlichkeit besonders harten Wassers. In dieser allgemeinen Fassung ist die Frage allerdings nicht zu beantworten, denn es ist nicht gleichgültig, ob die Härte eines Wassers vorwiegend durch Kalksalze oder durch Magnesiasalze bedingt ist, und welche Anionen vorhanden sind. Ein Wasser mit einem hohen Gehalt an kohlensaurem Kalk gilt gewöhnlich für viel brauchbarer als ein gleich hartes Wasser, dessen Härte z. B. durch Gips bedingt wird. Magnesiumhärte wird allgemein ungünstiger beurteilt als Kalkhärte.

Wässer mit stärkerem Gipsgehalt und solche mit hoher Magnesiahärte sollen nach den Angaben der Literatur bei empfindlichen Personen Durchfälle hervorrufen können; derartige Störungen kommen aber gewöhnlich nur dann vor, wenn das weichere Trinkwasser plötzlich gegen das harte eingetauscht wird. Nach einiger Zeit pflegt sich der Organismus an den Wechsel zu gewöhnen.

Die Frage, ob Wässer mit hoher Kalkhärte den weichen Wässern zu Trinkzwecken vorzuziehen sind, wird verschieden beantwortet. Die Mehrzahl der Autoren dürfte der Ansicht zuneigen, daß harte Wässer, zumal wenn die Härte vorwiegend durch kohlensauren Kalk bedingt ist, wenigstens dem Wohlbefinden der Konsumenten keinen Abbruch tun. Das lehrt auch die Erfahrung.

Gärtner [6] führt als härtestes, ihm bekanntes Trinkwasser, welches schon seit 1000 Jahren unbeschadet genossen wird, das Wasser des thüringischen Städtchens Bürgel an. Es hat 103 Härtegrade, davon 88 durch Kalk und 15 durch Magnesia bedingt. Als weitere Beispiele seien die Wässer der zentralen Wasserversorgungsanlagen Göttingens mit 45° und Würzburgs mit 30° Härte erwähnt.

Neuerdings wird von Röse [7] betont, daß es wichtig sei, ein möglichst kalkreiches Wasser zur Wasserversorgung heranzuziehen, da nach ihm der dauernde Genuß weichen Wassers die Zahnverderbnis begünstigt und auch sonst die körperliche Entwicklung beeinträchtigt, so daß seiner Ansicht nach z. B. bei den Männern die Militärtauglichkeit, bei



den Frauen die Stillungsfähigkeit bei ungenügender Kalkaufnahme zurückgeht. Dieser Anschauung kann Gärtner [8] nicht zustimmen.

Früher hat man harten Wässern kropfbildende Eigenschaften zugeschrieben. Dieser Glaube ist heute wohl so gut wie geschwunden, manche suchen dafür jetzt in der Radioaktivität gewisser Wässer den geheimnisvollen Grund dieser Eigenschaften [9]. Bekannte „Kropfquellen“ sind u. a. angeblich die Quellen von Villard-Clément und Saint-Pancrace in der Umgegend von Saint-Jean de Maurienne (Savoyen).

2. Andere Stoffe und ihre Bedeutung als Indikatoren.

Der etwaige Gehalt eines Wassers an anorganischen Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Nitrite, Nitrate), an „organischen Stoffen“, an Eisen und Mangan, sowie an gelösten Gasen hat mit seiner Bekömmlichkeit oder seiner Gesundheitsschädlichkeit unmittelbar nichts zu tun. Man benutzt wohl einige der genannten Stoffe als **Indikatoren** dafür, daß das betreffende Wasser vom hygienischen Standpunkt aus verdächtig sein könnte, an und für sich sind diese Stoffe aber für den Konsumenten gleichgültig.

Bekanntlich hat man auch eine Zeit hindurch an gewissen Grenzzahlen für den Gehalt des Wassers an chemischen Stoffen festgehalten, um die sanitäre Beurteilung eines Wassers zu erleichtern. Aber man ist mehr und mehr von ihrer Anwendung zurückgekommen, weil die Benutzung solcher Zahlen die Gefahr einer schematischen Beurteilung eines Wassers in sich schließt, und diese durchaus vermieden werden muß.

Übrigens hat schon Reichardt [10] sich über den Wert und Bedeutung der Grenzzahlen wie folgt geäußert: „Deshalb möchte ich die sogenannten Grenzzahlen als die wissenschaftlichen Grundlagen für Beurteilung der Reinheit des Wassers hinstellen. Keineswegs bedeuten aber dieselben die Grenzen für örtliche Verhältnisse“.

Als Vergleichswerte sind die Grenzzahlen, wenn sie sinngemäß benutzt werden, auch heute nicht ganz ohne Wert, denn wir wissen aus der Erfahrung, daß innerhalb derselben geologischen Formationen reine Trinkwässer eine chemische Zusammensetzung aufweisen, die in der Regel von der verunreinigter Trinkwässer nicht unwesentlich abweicht.

So hat es sich in der Praxis im allgemeinen als recht zweckdienlich erwiesen, ungefähr über die Zusammensetzung eines normalen Trinkwassers unterrichtet zu sein. Eine wesentlich abweichende Beschaffenheit eines Wassers bedarf immer einer näheren Aufklärung.

Klut [11] gibt unter besonderer Berücksichtigung der Wässer in der Norddeutschen Tiefebene folgende Zahlen als Anhalt:

Die meisten Trinkwässer haben:

einen Abdampfrückstand unter 300 mg im Liter,
einen Chlorgehalt unter 30 mg im Liter,
einen Schwefelsäuregehalt (SO_3) unter 60 mg im Liter,
einen Salpetersäuregehalt (N_2O_5) bis zu 30 mg im Liter,
einen Kaliumpermanganatverbrauch unter 12 mg $KMnO_4$
= 3 mg Sauerstoff im Liter.

Salpetrige Säure und Phosphorsäure fehlen in reinen Trinkwässern fast immer, dagegen findet man auch in hygienisch einwandfreien Trinkwässern bei Gegenwart von Eisen häufig Ammoniak in Spuren bis zu bestimmbaren Mengen. Wahrscheinlich entsteht dasselbe durch Reduktion aus Nitraten. Die Reduktion wird vermutlich durch den Schwefelwasserstoff hervorgerufen, welchen die Kohlensäure des Grundwassers aus dem Schwefelkies (Eisensulfid) des Untergrundes entbindet (vgl. S. 94). Der Schwefelwasserstoff ist ebenfalls ein sehr häufiger Begleiter des Tiefengrundwassers [12].

Die anderwärts angegebenen Durchschnittswerte [13] weichen von den hier angeführten nicht sehr erheblich ab.



3. Fremdartige Stoffe.

Eine besondere Beurteilung erheischen fremdartige, dem Wasser beigemischte gesundheitsgefährdende Stoffe.

Das Wasser hat unter Umständen die Fähigkeit, Metalle, mit denen es in Berührung kommt, in mehr oder minder großer Menge aufzulösen.

a) Blei. Von besonderer gesundheitlicher Bedeutung ist die Auflösung von Blei. Hierzu wird zumal dem Wasser zentraler Versorgungsanlagen reichlich Gelegenheit gegeben, da für die Zwecke der inneren Hauseinrichtung bei Wasserversorgungen die Bleiröhren weitgehendste Verwendung finden. Aber auch bei der Versorgung durch Einzelbrunnen kommen Bleiröhren zur Anwendung. Ihre Beliebtheit verdanken dieselben ihrer Biegsamkeit und Schmiegsamkeit und dem Umstand, daß sie sich überhaupt leicht bearbeiten lassen (Reparaturen usw.). Worauf es beruht, daß die verschiedenen Wässer sich so verschieden hinsichtlich ihrer bleiauflösenden Eigenschaften verhalten, ist Gegenstand vieler Untersuchungen gewesen. Die Frage ist auch heute noch nicht erschöpfend geklärt.

Die ältere Literatur über die Bleilösung durch Wasser hat Wolffhügel [14] zusammengestellt, über die neueren Arbeiten berichten Ebner [15], Kühnemann [16] und Klut [17]. Einen guten Schritt vorwärts auf diesem, trotz vieler Arbeiten immer noch dankbarem Forschungsgebiet haben uns die Untersuchungen von Paul, Ohlmüller, Heise und Auerbach gebracht [18]. Die Verfasser zeigten, daß die Bleiaufnahme in erster Linie von dem Sauerstoff- und Kohlensäuregehalt eines Wassers abhängt, und daß die anderen Bestandteile des Wassers, in erster Linie die Karbonate, die Bleilösung durch Bildung von basischen und neutralen Bleisalzen herabzusetzen vermögen. Pleißner [19] hat dann die Löslichkeit einer Reihe von Bleiverbindungen im Wasser näher untersucht.

Unter der praktisch fast stets zutreffenden Voraussetzung der Anwesenheit von freiem Sauerstoff (der das eigentliche lösende Prinzip darstellt) und Hydrokarbonat im Wasser wirken etwa vorhandene freie Kohlensäure und gewisse Salze, z. B. Sulfate, erhöhend auf die bleilösenden Fähigkeiten eines Wassers ein, dagegen macht eine Steigerung des Hydrokarbonatgehaltes, d. h. des Gehaltes an gebundener Kohlensäure (unter sonst gleichbleibenden Verhältnissen) ein Wasser weniger bleilösungsfähig.

Da die gebundene Kohlensäure gewöhnlich als Kalziumbikarbonat im Wasser vorhanden ist, so besitzen Wässer mit hoher Karbonathärte gewöhnlich nur in geringem Maße die Fähigkeit Blei aufzulösen (Sulfathärte hat eher einen erhöhenden Einfluß), dagegen sind Wässer mit geringer Karbonathärte (etwa von 7° abwärts) immer der bleilösenden Eigenschaft verdächtig und erfordern eine gewissenhafte Prüfung in dieser Richtung.

Auch der Gehalt eines Wassers an organischen Säuren (Moorwasser) scheint die bleilösende Kraft des Wassers zu steigern [20].

Die Menge Blei im Wasser, welche zu einer Vergiftung notwendig ist, läßt sich schwer scharf angeben, da die Bleivergiftung ja fast ausschließlich in der chronischen Form auftritt, und das Blei außerdem „akkumulierende" Eigenschaften entfaltet.

Von manchen Seiten wird der höchste noch eben unbedenkliche Bleigehalt eines Wassers auf 0,35 mg Pb im Liter geschätzt, doch hat diese Grenzzahl einen ebenso beschränkten Wert, wie die Angabe Brouardels [21],

daß voraussichtlich schon der tägliche Genuß von 1 mg Bleiazetat (= 0,55 mg Pb) hinreichen dürfte, um in einigen Monaten eine Vergiftung hervorzurufen.

Gärtner [21a] glaubt, die Grenze für die Fälle der Praxis auf 1 mg im Liter (nach zwölfstündigem Stehenlassen des Wassers in den Röhren) erhöhen zu dürfen.

Eine Reihe von Städten besitzt ein Wasser, welches ziemlich stark bleilösend wirkt, so Dessau, Emden, Frankfurt a. M., Kalau, Kottbus, Offenbach, Oldenburg, Wilhelmshaven. In einigen von diesen Städten, besonders in Dessau und Wilhelmshaven, sind früher Bleivergiftungen größeren Umfanges beobachtet worden.

Über Bleivergiftungen durch bleihaltiges Brunnenwasser, d. h. bei Einzelwasserversorgungen, berichteten in neuerer Zeit Helwes [22] (34 Bleivergiftungsfälle im Kreise Diepholz) und Picht [23] (7 Fälle). Beachtenswert ist die Tatsache, daß die der Wasserleitung dienenden Bleirohre jahrelang, ohne Schaden zu stiften, ihren Dienst verrichten können, bis plötzlich Bleilösung und Vergiftung sich einstellen. Gerade bei Einzelbrunnen, bei welchen das Wasser oft durch lange Bleirohrleitungen der (häufig im Wohnhause aufgestellten) Pumpe zugeführt wird, hat man diese Beobachtung gemacht, die wohl nur dadurch zu erklären ist, daß das Wasser von einzelnen Flachbrunnen leichter seine Beschaffenheit ändert und dadurch bleilösende Eigenschaften annehmen kann, als dies bei den tiefen Brunnen zentraler Wasserversorgungsanlagen möglich ist. Zu erwähnen wäre auch noch, daß ein Wasser, welches an und für sich Blei in nennenswerter Menge nicht auflöst, infolge elektrolytischer Vorgänge dazu imstande ist. Solche Beobachtungen hat man z. B. an mangelhaft verzinnten Bleiröhren gemacht und auch dort, wo vagabundierende elektrische Ströme im Erdboden in der Nähe von Bleirohren verliefen [24].

Schutz gegen Bleivergiftungen erzielt man, wenn sich die Wahl eines Wassers mit bleilösenden Eigenschaften nicht vermeiden läßt, dadurch, daß man die freie Kohlensäure im Wasser durch Natronlauge oder Soda bindet (Dessau), bzw. den Gehalt des Wassers an Hydrokarbonaten künstlich erhöht. In Oldenburg setzt man dem Wasser beispielsweise Kalkspat und zwar 60 g pro cbm [25] zu. Wegen der Maßnahmen in Frankfurt a. M. vgl. S. 104. Ob die Entziehung des freien Sauerstoffs und der Kohlensäure durch Vakuumrieselung (Wehner & Co.), wie sie z. B. in Freiberg i. S. geübt wird, den gleich günstigen Erfolg haben wird, muß die Erfahrung noch lehren [26].

Daneben ist es von Wichtigkeit, tunlichst das Leerlaufen der Leitungen zu vermeiden und die ersten Portionen Wasser, welche lange (z. B. über Nacht) in den Bleirohrleitungen gestanden haben, vom Konsum auszuschließen. Besonders gefährlich sind in dieser Beziehung neue Bleiröhren, in welchen sich noch nicht der gewöhnlich nach einiger Zeit entstehende schützende Niederschlag von Kalziumkarbonat gebildet hat. In besonderen Fällen wird man die Benutzung von Bleiröhren überhaupt verbieten müssen und an ihrer Stelle verzinkte schmiedeeiserne Rohre oder Bleirohre mit guten Zinneinlagen verwenden. Auch gußeiserne, asphaltierte Rohre kommen in Frage. Geschwefelte oder verzinnte Bleiröhren haben sich nicht bewährt.

b) Andere Metalle. Dem Blei gegenüber spielen andere im Wasser vorkommende metallische Gifte kaum eine Rolle. Zu erwähnen wären Kupfer, Zink, Zinn und Arsen.

Kupfer kann in das Wasser gelangen sowohl bei Verwendung kupferner Wasserleitungsröhren wie auch bei der Trinkwasserreinigung und Sterilisierung durch Kupfer.

Was den ersteren Fall anbelangt, so teilt Prinz [27] mit, daß relativ weiches Wasser kupferlösend zu wirken vermag. Auch bei Kupfer wird die lösende Wirkung des Wassers durch hinzutretende freie Kohlensäure erhöht. In einem von Prinz beobachteten Fall wurde in dem Wasser eines herrschaftlichen Wohngebäudes, dessen Wasserleitungs-



röhren sämtlich aus Kupfer hergestellt waren, nach einiger Zeit 11,8 mg Kupferoxyd im Liter Wasser durch Analyse festgestellt. Das Wasser hatte seine fremdartige Beimischung durch einen metallischen Beigeschmack und durch grünspanartigen Ansatz unterhalb der Wasserzuflußstellen verraten. Die Härte des Wassers betrug nur 2,8 deutsche Härtegrade.

Wird metallisches Kupfer oder Kupfersulfat nach dem Vorgange von Moore und Kellermann, Clark und Gage, Krämer u. a. (vgl. S. 111) zum Sterilisieren des Wassers oder zum Abtöten der Wasseralgen benutzt, so kann dasselbe ebenfalls im Wasser in gewissen Mengen zurückbleiben. Die Erfahrung hat indessen gezeigt [28], daß im allgemeinen das zugesetzte Kupfer verhältnismäßig rasch aus dem Wasser bis auf Spuren verschwindet, indem es größtenteils ausfällt und in den Bodensatz (Schlamm) übergeht.

Nach K. B. Lehmann [29] sind von den leicht löslichen Kupfersalzen Dosen, entsprechend 10—30 mg Kupfer, in gehöriger Verdünnung meist ohne Wirkung. Eine ernstliche Schädigung der Gesundheit Erwachsener durch Mengen unter 200 mg Kupfer ist kaum je beobachtet worden. Auch die Gefahr einer chronischen Kupfervergiftung durch kupferhaltiges Trinkwasser existiert wahrscheinlich nicht.

Das gleiche gilt für Zink und Zinn. Beide gelangen in das Wasser aus verzinkten oder verzinnten Wasserleitungsröhren oder Reservoiren.

Über zinkhaltiges Trinkwasser berichten Schwarz und Weinland [30]. Zinnhaltiges Trinkwasser ist selten beobachtet worden. Toxikologisch spielen beide Metalle unter diesen Verhältnissen keine Rolle. Eine chronische Zinnvergiftung ist nicht bekannt [31].

Arsen kommt bekanntlich in einigen Mineralwässern vor (Levico-Vetriolo, Val Sinestra, Wiesbadener Kochbrunnen, Dürkheimer Maxquelle u. a.), in natürlichen Trinkwässern bisweilen ebenfalls [32], aber nur in Spuren, sehr häufig mit Eisen vergesellschaftet, mit dem zusammen es aus dem Wasser auch ausgeschieden werden kann. Tritt Arsen sonst in erheblicheren Mengen im Trinkwasser auf, so ist sein Auftreten gewöhnlich bedingt durch verunreinigende Zuflüsse industrieller Herkunft (Färbereiabwässer, Gerbereiabwässer). So wurde eine Arsenikvergiftung durch Brunnenwasser beobachtet in einem Falle, wo arsenhaltiger Gerbereischlamm in der Nähe eines Brunnens lagerte [33].

c) Sonstige Stoffe. Gänzlich heterogene Stoffe gelangen bisweilen in die Leitungen zentraler Wasserversorgungsanlagen dadurch, daß in der Leitung ein negativer Druck entsteht, durch welchen der betreffende Stoff eingesaugt wird. So gelangte z. B. unlängst auf diesem Wege ein Quantum Nitrobenzol in die Wasserleitung der Stadt Elberfeld [34]. Schutz gegen derartige Verunreinigungen wird durch Einführung von Rohrunterbrechern und ähnlichen Apparaten gewährleistet (vgl. S. 126).

C. Gesundheitsschädigungen, bedingt durch im Wasser vorhandene Organismen.

Wichtiger als die Gesundheitsschädigungen, welche ein Trinkwasser durch seine physikalischen und chemischen Eigenschaften hervorrufen kann, sind für den Hygieniker die Krankheiten, welche im Wasser vorhandene Kleinlebewesen unter Umständen beim Konsumenten erzeugen können.

Das Oberflächenwasser ist jeder Invasion solcher Mikroorganismen ausgesetzt, und deswegen ist mit wenigen Ausnahmen jedes ungeschützte Oberflächenwasser vom gesundheitlichen Standpunkt aus als verdächtig anzusehen. Die hygienisch bedeutsamsten, im Wasser vorkommenden Erreger von Infektionskrankeiten gehören zur Gruppe der Bakterien, indessen sind auch höher organisierte Lebewesen als seltenere Krankheitserreger zu erwähnen.

1. Eingeweidewürmer u. a.

Von einigen Eingeweidewürmern können Larven und Eier mit dem Wasser aufgenommen werden.

Bei den Bandwürmern entsteht bekanntlich aus den mit dem Kote bandwurmbehafteter Individuen ausgeschiedenen Eiern der Bandwurmembryo. Aus diesem entwickelt sich die Finne, aus welcher unter geeigneten Bedingungen wieder der Bandwurm entsteht.

Die in verschmutztem Wasser gelegentlich vorhandenen und mit demselben aufgenommenen Eier von Taenia solium und Taenia saginata entwickeln sich im Darm, z. B. bei Schweinen bzw. Rindern zu Embryonen. Diese wandern in das Muskelfleisch oder die inneren Organe ein und wandeln sich hier zu Finnen um. Die Finne von Taenia solium kann sich auch beim Menschen ansiedeln und wandert hier nicht ganz selten in Gehirn und Auge ein.

Aus den Eiern des Bothriocephalus latus entwickeln sich im Wasser Embryonen, die, von Fischen (Hechten, Barschen usw.) aufgenommen, sich in deren Körper zu Finnen umwandeln.

Beim Distomum hepaticum (Fasciola hepatica) entwickeln sich ebenfalls aus den in das Wasser gelangten Eiern Embryonen, welche als Zwischenwirt zwei kleine Wasserschnecken (Limnaeus minutus und pereger) aufsuchen. Hier entwickeln sie sich zu geschwänzten Zerkarien, gelangen mit den Schnecken auf das Futter und so in den Darm von Schafen und Rindern, von da durch die Gallengänge in die Leber. Beim Menschen kommt der Parasit selten vor. Die Quelle der Infektion ist in den bekannt gewordenen Fällen nie mit Sicherheit nachgewiesen worden. Einen ähnlichen Entwicklungsgang soll auch das namentlich in Äpypten beim Menschen vorkommende Distoma haematobium Bilharz besitzen. Die „Bilharzia" wird wahrscheinlich durch den Genuß oder die Berührung unfiltrierten Flußwassers erworben [34a].

Eine Filarienart, der Guineawurm (Medinawurm, Filaria medinensis), wird wahrscheinlich durch infiziertes Trinkwasser oder durch Baden und Waten in infiziertem Wasser auf den Menschen übertragen.

Von Wichtigkeit ist schließlich das Anchylostomum duodenale. Mit dem Stuhlgang des infizierten Individuums werden die Anchylostomumeier entleert und entwickeln sich unter geeigneten Bedingungen (Wärme) in Wassertümpeln zu Larven. Dieselben können den Menschen auf zweierlei Wegen befallen. Entweder wird das larvenhaltige Wasser vom Mund aus aufgenommen, oder es kommt (z. B. beim Waschen) an die Hautoberfläche. Hier bohren sich die Larven ein (Looß) [35] und gelangen auf Umwegen zum Darm, wo sie zu geschlechtsreifen Würmern auswachsen.

Die Übertragung krankheitserregender Protozoen durch das Wasser spielt anscheinend keine besondere Rolle [36]. Die Dysenterie-Amöbe wird vielleicht durch Wasser übertragen.

Von manchen Seiten wird dem Wasser auch eine Rolle bei der Verbreitung des Karzinoms zugewiesen [37].

2. Pathogene Bakterien.

Die Anzahl der Bakterienarten, welche, zeitweise im Wasser lebend, auf den Menschen Krankheiten zu übertragen vermögen, ist verhältnismäßig nicht groß. Theoretisch können natürlich alle pathogenen Bakterien zufällig einmal in das Trink- oder Brauchwasser geraten und dieses als Transportmittel für die Invasion in den menschlichen oder tierischen Körper benutzen; praktisch kommen aber eigentlich nur diejenigen Arten in Frage, welche den Organismus vom Magendarmkanal aus zu infizieren vermögen. Dieses sind im wesentlichen die bekannten Erreger der Cholera asiatica (Vibrio chol. asiat.), des Unterleibstyphus (B. typhi), des Paratyphus (B. paratyphi), der Dysenterie (B. dysenteriae), der Weilschen Krankheit (B. proteus vulg.) und wahrscheinlich die (unbekannten) Erreger gewisser Magen-Darmkatarrhe.



Durch infiziertes Badewasser können Trachom, Gonorrhöe und Wundinfektionskrankheiten vermittelt werden. Auch die Übertragung einer Reihe von Tierkrankheiten durch das Wasser erscheint theoretisch denkbar [38] und ist auch praktisch (Milzbrand) vorgekommen [39]. Außer bei Milzbrand besteht eine Übertragungsmöglichkeit von Tierkrankheiten durch verunreinigtes Wasser bei dem Rotlauf der Schweine, der Geflügelcholera, der Schweineseuche, der Hundestaupe, der Maul- und Klauenseuche und dem Rotz.

Auch unter den wasserbewohnenden größeren Tieren (Krebse, Fische) kommen Infektionserkrankungen nicht selten vor, welche zum Teil durch Bakterien (z. B. Krebspest?), zum Teil durch Sporozoen (z. B. Myxosporidien) veranlaßt werden [40].

a) Verhalten der Bakterien im Wasser. Das Verhalten der Bakterien im Wasser ist von vielen Einflüssen abhängig. Die Vorstellung, daß das Wasser ein ziemlich indifferentes Medium für die in ihm befindlichen Keime sei, hat man längst fallen lassen müssen. Handelt es sich nicht um Laboratoriumsversuche, bei denen etwa sterilisierte Wässer und Reinkulturen zur Anwendung kommen, so treten durch die Wechselwirkung der verschiedenen Organismen im Wasser die kompliziertesten Verhältnisse auf. Dazu kommt die Einwirkung physikalischer Faktoren, wie Sedimentation, Wasserbewegung, Wassertemperatur. Belichtung usw. Die Bakterien sind erfahrungsgemäß gegen die verschiedensten und schon geringfügigsten Einwirkungen („oligodynamische Wirkungen") sehr empfindlich. Leider sind unsere Kenntnisse darüber noch ziemlich lückenhaft.

Inwieweit die chemische Beschaffenheit eines Wassers innerhalb der natürlich vorkommenden Grenzen einen Einfluß auf die Lebenstätigkeit der Bakterien ausübt, ist noch immer nicht unzweifelhaft festgestellt. Die frühere Literatur über diese Fragen findet man in dem Aufsatz von Hüppe [41], welcher schon 1887 eine vorzügliche zusammenfassende Darstellung der hygienischen Beurteilung des Trinkwassers vom biologischen Standpunkt aus gegeben hat. Hier möge nur einiges aus der Literatur herausgegriffen werden.

Nach Bolton [42] ist die Qualität des Wassers und sein Gehalt an organischen und anorganischen Stoffen für die Vermehrung der betreffenden Bakterien gleichgültig. Demgegenüber hält z. B. Poehl [43] einen direkten Zusammenhang zwischen chemischem Charakter des Wassers und Lebenstätigkeit der Mikroorganismen aufrecht. Er folgert dies einmal aus der quantitativ verschieden verlaufenden Vermehrung der Wasserbakterien in Wässern von verschiedener chemischer Zusammensetzung bei Einhaltung gleicher Versuchsbedingungen ohne Berücksichtigung der Bakterienarten, dann aus dem quantitativ und qualitativ verschiedenen Vermehrungsgang der Bakterien bei Verimpfung gleicher Mengen derselben Bakterien auf sterilisierte Wässer verschiedenen chemischen Charakters. Während nach ihm z. B. die Gegenwart leicht oxydabler organischer Substanzen die Lebenstätigkeit der Bakterien befördert, verringert sie seiner Ansicht nach der Gehalt an doppelt kohlensauren Erdalkalien [44].

Über die Lebens- und Vermehrungsbedingungen der Mikroorganismen im Wasser und ihre Beziehungen zu den Nährsubstanzen des Wassers äußert sich Gärtner [45] folgendermaßen: Es ergibt sich, „daß die chemische Eigenart des Wassers auf die Artenzahl der Mikroorganismen von Einfluß, auf die Zahl der Individuen ohne Belang sein wird, sofern die Möglichkeit gegeben ist, daß Mikroorganismen leicht in das betreffende Wasser gelangen, weil dann bestimmt anspruchslose, sich stark vermehrende Wasserbakterien bald eindringen werden".

„Bei Brunnenwässern besteht zwar im ganzen und großen ein gewisser, wenn auch nicht deutlich ausgesprochener Zusammenhang zwischen dem Gehalt des Wassers an Nährstoffen und der Zahl ihrer Bakterien, in der Einzelbeobachtung läßt sich jedoch ein solcher Zusammenhang nicht erkennen."

Diese Auffassung ist wohl so zu verstehen, daß bei den großen Verdünnungen, in

welchen sich das Bakteriennährmaterial in reinem Wasser findet, und bei den großen Schwankungen, welchen die Zahl der Bakterien schon durch verhältnismäßig unscheinbare Änderungen ihrer Lebensbedingungen ausgesetzt ist, der Nachweis dieses Zusammenhanges gewöhnlich mit Sicherheit nicht möglich und damit die praktische Verwertbarkeit der Befunde eine mehr oder minder problematische ist.

Daß tatsächlich regelmäßige Beziehungen zwischen Bakterienwachstum und Konzentration der Nahrung bestehen, ist zweifellos, und Hüppe (a. a. O.) sagt denn auch, „daß neben der Temperatur der Gehalt an Nährstoffen der wichtigste Faktor für die Vermehrung der Bakterien im Wasser ist.“ Rubner [46] konnte gelegentlich anderer Studien experimentell nachweisen, daß die geernteten Bakterienmengen stets nach gleichen Zeiten des Wachstums in bestimmtem, von der Konzentration der Nährlösung abhängigem, gleichbleibendem Verhältnis stehen. Bei Verdünnung des Nährbodens bleiben die Ernten allerdings weit hinter der durch dieselbe herbeigeführten Verminderung der Nährstoffe zurück. Die Wertigkeit der Bakteriennährstoffe sinkt also mit zunehmender Verdünnung. Demnach bedingt also hochgradige Verdünnung einen gänzlichen Stillstand des Bakterienwachstums, ja im gewissen Sinne eine Art Desinfektion. Sind Nährstoffe vorhanden, so herrscht nach Rubners Versuchen die größte Lebhaftigkeit des Anwuchses in den ersten zwei Tagen. In der weiteren Versuchszeit nimmt die Menge der neu gewachsenen Bakterien immer ab.

Diese von Rubner ausgesprochenen Sätze enthalten eigentlich auch alle für die Wasserbakteriologie wichtigen Tatsachen, wenn man sie sinngemäß auf die geänderten Verhältnisse überträgt, und wenn es sich um die freie Entwicklung der Bakterien handelt.

So finden wir in frisch geschöpften Wasserproben bei ihrer Aufbewahrung bisweilen nach einer Latenzzeit von einigen Stunden ein Anwachsen der Keimzahl, welche ihr Maximum nach 24—48 Stunden zu erreichen pflegt; dann sinkt die Kurve bis zu einer gewissen Höhe herunter, und es bildet sich eine Art Gleichgewichtsstadium heraus, bei welchem Produktion und Absterben von Bakterien sich die Wage halten. Auch qualitativ ändert sich die Mikrobenflora [47]. Neben der Abnahme des Nährstoffgehaltes sind aber noch andere Faktoren tätig, die schrankenlose Vermehrung der Bakterien im Wasser zu hindern. Zunächst besteht zwischen einzelnen Bakterienarten ein gewisser Antagonismus [48]. Wenn derselbe sich auch hauptsächlich in künstlichen Mischkulturen geltend macht, so besteht doch kein Grund, dieser Erscheinung unter natürlichen Verhältnissen jede Bedeutung abzusprechen.

Frost [49] hat einen Antagonismus zwischen gewissen Saprophyten (B. vulgatus B. vulgaris, Pseudomonas fluorescens, Pseudomonas pectida) und dem Typhusbazillus festgestellt. Diese Feststellung ist von nicht unerheblicher praktischer Bedeutung. Weitere experimentelle Arbeiten auf dem ebenso wichtigen wie interessanten Gebiet der Bakteriensymbiose und des Bakterienantagonismus wären dringend erwünscht.

Ferner gehört hierher die Frage nach der natürlichen Wachstumshemmung der Mikroorganismen durch die eigenen Stoffwechselprodukte [50], die Beeinflussung der im Wasser lebenden Bakterien durch gleichzeitig vorhandene niedere Pflanzen [51] und Tiere [52], die Abtötung durch Licht [53], die Sedimentierung [54] u. a. m.

Der Einfluß dieser vielen Faktoren macht es erklärlich, daß die Bakterien im Wasser, wenigstens in nicht sterilisiertem natürlichen Wasser, nur eine beschränkte Lebensdauer haben und eine Vermehrung nur inner-



halb gewisser Perioden eintritt. Die meisten pathogenen Bakterien, die in bezug auf Nährstoffe, Temperatur usw. besondere Ansprüche stellen, vermögen sich im Wasser unter gewöhnlichen Verhältnissen wahrscheinlich überhaupt nicht zu vermehren (abgesehen vielleicht vom Vibrio cholerae), sondern bestenfalls zu konservieren. Das freie Wasser ist im allgemeinen kein günstiger Aufenthalt für sie, schon eher die aus dem Wasser abgesetzten Stoffe (Schlamm). Es geht ferner aus diesen Überlegungen hervor, daß alle Versuche, welche mit sterilisiertem Wasser angestellt worden sind, um die Lebensdauer pathogener Keime im Wasser festzustellen, einen praktischen Wert nicht haben können, da ein großer Teil der unter natürlichen Verhältnissen wirksamen Faktoren für das Leben der Bakterien damit ausgeschaltet ist, und durch das Sterilisieren des Wassers die Bakteriennährstoffe desselben unkontrollierbare Veränderungen erleiden können.

Nach Gotschlich [55] können unter durchaus natürlichen Versuchsbedingungen Cholerabazillen bis zu 3 Monaten, Typhusbazillen bis zu 4 Wochen im Wasser lebensfähig bleiben. Jordan, Russell und Zeit [56] fanden dagegen, daß Typhusbazillen, welche man in Zelloidinsäckchen in natürliches Wasser brachte, schon nach wenigen Tagen abgestorben waren. Russell und Fuller [57] sahen Typhusbazillen in ihren Versuchen in 2—10 Tagen absterben. Ihre Lebensdauer war um so kürzer, je verschmutzter das Wasser war. Nach Konradi [58] dagegen hielten sich Typhusbazillen in Leitungswasser bei Zimmertemperatur sogar fast 500 Tage lang, doch ist hier wahrscheinlich Nährmaterial mit übertragen worden. Im Schlamm von Aquarien fand Wernicke [59] Cholerabazillen bis zu 3 Monaten lebensfähig, Hoffmann [60] Typhusbazillen bis zu 8 Wochen.

Unter natürlicheren Verhältnissen, nämlich im Brunnenschlamm, konnten Springfeld, Graeve und Bruns [61] Typhusbazillen 6 Wochen lang nachweisen. Da der Nachweis der Typhusbazillen mit Schwierigkeiten verbunden ist, beweisen die für den Typhusbazillus angegebenen Zahlen nichts gegen eine noch längere Lebensdauer dieser Mikroorganismen. In gefrorenem Wasser soll die Lebensdauer von Typhusbazillen eine sehr große sein. Prudden [62] fand Typhusbazillen noch nach 100 Tagen im Eise lebend. Sedgwick und Winslow stellten nur ein Zurückgehen der Menge der Typhusbazillen im Eise fest [62a].

Da der Schlamm den pathogenen Bakterien augenscheinlich eine gute Zufluchtsstätte bietet, so wird man auch die organischen, suspendierten Stoffe des Wassers, welche ganze Bakteriennester beherbergen können [63], als Konservierungsmittel (und Transportmittel) für pathogene Bakterien betrachten dürfen.

Ob der Paratyphusbazillus häufig durch Wasser übertragen wird, ist nicht sicher. Zwar hat man die Bazillen des Paratyphus B mehrfach im Wasser gefunden [64], und auch im Natureise, welches aus verunreinigten Flüssen stammte, haben neuerdings Conradi [65] und Rommeler [66] in zahlreichen Fällen Paratyphusbazillen nachweisen können — der Paratyphusbazillus soll sich nach Conradi über 3 Monate im Eise lebend halten —; ob aber Paratyphusepidemien durch Trinkwasser bedingt werden können, wie von einzelnen Seiten angenommen wird [67], erscheint doch fraglich.

Von Ruhrepidemien (bedingt durch Shiga-Krusesche Bazillen) sind einige wahrscheinlich auf Trinkwasserinfektion zurückzuführen [68]. Die

meisten Übertragungen der Dysenterie finden allerdings unmittelbar von Mensch zu Mensch statt [69]. Der Nachweis von Dysenteriebazillen im Wasser ist in vereinzelten Fällen gelungen. Die Lebensdauer dieser Bazillen in unreinem Wasser wird von Vincent [70] auf 6—7 Tage angegeben.

Die Cholera asiatica ist diejenige Infektionskrankheit, bei deren Übertragung das Wasser eine besonders wichtige Rolle spielt. Koch fand bekanntlich die Choleravibrionen zuerst in dem Wasser des Tanks von Saheb-Bagan bei Kalkutta, dessen Anwohnerschaft von der Cholera heimgesucht war [71]. Das Auffinden von Choleravibrionen im Wasser ist später noch oft gelungen [72]. Da als Infektionsquellen bei Erkrankungen, die durch Brunnenwassergenuß bedingt sind, vielfach benachbarte Abortgruben und Düngerstätten in Betracht kommen, so ist es auch von praktischem Interesse, die Lebensdauer pathogener Organismen an diesen Orten zu kennen. Nach Almquist [73] vermehren sich Cholera-, Typhus- und Dysenteriebazillen zwar in sterilisierten Auslaugungen von Düngerstoffen gut, dagegen gelang es ihm nicht, das Schicksal der genannten Krankheitserreger in nicht sterilisiertem Dünger zu verfolgen. Troili-Petersson [74] fand, daß in sterilisiertem Filterschlamm bei Zugabe nicht sterilisierten Wassers sich Typhus- und Cholerabazillen allerdings vermehrten, nicht aber in nicht sterilen Sink- und Düngerstoffen und in nicht sterilem Filterschlamm. Die Lebensdauer von Typhusbazillen in Spülgruben und Aborten wird von Galvagno und Calderini [75] auf 15—30, von Fürbringer und Stietzel [76] auf etwa 50 Tage auf Grund von Experimenten veranschlagt. Brückner [77] konnte Typhusbazillen, welche in Abortgrubeninhalt gelangt waren und nachweislich zu Typhuserkrankungen Anlaß gegeben hatten, noch 40 Tage später mit Sicherheit aus dem Grubeninhalt züchten. Choleravibrionen sollen nach den letztgenannten Autoren bereits durchschnittlich nach 13 Tagen in Spülgruben nicht mehr nachweisbar sein.

Nach Mair [78] hält sich der Typhusbazillus in natürlichem Boden 70—80 Tage lang lebensfähig, vermehrt sich indessen im Boden wahrscheinlich nicht.

Auch zwischen dem Vorkommen von B. proteus vulgaris, B. pyocyaneus, choleraähnlichen Vibrionen und B. enteritidis sporogenes im Wasser und dem Auftreten von Krankheiten haben manche Autoren einen Zusammenhang konstruiert.

Jäger [79] sieht in dem Proteus vulgaris den Erreger der Weilschen Krankheit [80], andere [81] bringen den B. pyocyaneus in Verbindung mit fieberhaften Darmkatarrhen. Nach Löffler [82] und anderen kommen nach Genuß von Wässern, welche durch Jauche infiziert waren, akute Gastrointestinalkatarrhe häufig vor. Reincke und Meinert [83], Kruse [84] und Prausnitz [85] glauben einen Zusammenhang annehmen zu dürfen zwischen dem Entstehen von gewissen Magen- und Darmerkrankungen, sowie dem Brechdurchfall der Säuglinge und dem Eintritt mangelhaft filtrierten Flußwassers in das Leitungsnetz einer Stadt. Ob und welche Bakterienarten in allen diesen Fällen die Schuld tragen (Koliarten, Proteusarten?), ist noch gänzlich unaufgeklärt.

Nach Klein [86] kann der B. enteritidis sporogenes, welcher im verunreinigten Wasser häufig vorkommt, Magen-Darmstörungen verursachen. Ein choleraähnlicher Wasservibrio wird als Erreger der Lissaboner Epidemie [87] von 1894 angesprochen. Alles in allem genommen sind unsere

Kenntnisse hinsichtlich der Übertragung von Krankheitserregern mittels des Trinkwassers — wenn wir von dem Typhus und der Cholera absehen — noch recht unsichere und die angeführten Befunde z. T. sehr zweifelhaft.

b) Cholera asiatica und Typhus abdominalis in ihren Beziehungen zur Wasserversorgung. Nach den obigen Ausführungen leuchtet es ein, daß die hauptsächlichsten Infektionskrankheiten, welche dem Menschen durch eine unhygienische Wasserversorgung drohen, der Abdominaltyphus und die Cholera asiatica sind. Die Beziehungen zwischen Wasserversorgung und Cholera sind zweifellos geklärter als diejenigen zwischen Typhus und Wasserversorgung.

Die Cholera asiatica hat eine verhältnismäßig kurze Inkubationsdauer. Ein bis drei Tage nach der Infektion (selten länger) kommt die Krankheit in meist charakteristischer Weise zum Ausbruch. Der Nachweis der Choleravibrionen im Wasser ist verhältnismäßig leicht und sicher zu führen, da uns zu diesem Zweck eine Anreicherungsmethode zur Verfügung steht [88].

Anders beim Typhus abdominalis. Die Inkubationsdauer beträgt hier gewöhnlich 14—21 Tage. Nach dieser Zeit kommt die Krankheit oft in wenig charakteristischer Form zum Ausbruch. Die Untersuchung des etwa als Ursache angeschuldigten Trinkwassers auf Typhusbazillen verläuft in der überwiegenden Mehrzahl der Fälle negativ, vor allem, wenn nur eine einmalige Verseuchung des Wassers durch typhusbazillenhaltigen Stuhl oder Harn stattgefunden hat. Da uns ein eigentliches Anreicherungsverfahren für den Typhusbazillus zurzeit noch fehlt, so entziehen sich die etwa noch vorhandenen wenigen Typhusbazillen dem Nachweise, falls sie nicht überhaupt in der zwischen Infektion und Krankheitsausbruch liegenden langen Zeit im Wasser zugrunde gegangen sind.

Die epidemiologische Bedeutung des Trinkwassers in Hinsicht auf die Cholera ist daher stets sehr viel weniger Zweifeln begegnet als diejenige hinsichtlich des Typhus.

Choleraepidemien, welche auf der Verseuchung einer zentralen Wasserversorgungsanlage mit Choleravibrionen beruhen, zeigen einen explosionsartigen Charakter, d. h. ein plötzliches Aufflammen der Epidemie im ganzen Gebiet der betreffenden Wasserversorgung ist dafür charakteristisch. Je nach der Größe des Wasserversorgungsgebietes richtet sich natürlich der Umfang der Epidemie. Daneben werden Choleraerkrankungen hauptsächlich durch den unmittelbaren Genuß unfiltrierten, verseuchten Flußwassers hervorgerufen [89]. Besonders gefährdet ist daher die Schiffsbevölkerung. Stagnierendes Wasser scheint im allgemeinen geeigneter, die Choleraerreger infektionsfähig zu erhalten, als fließendes.

Als Beispiel für eine Epidemie größten Umfangs, welche zugleich in schlagender Weise das Wasser als ätiologischen Faktor kennzeichnete, sei die bekannte Choleraepidemie genannt, welche Hamburg im Sommer 1892 heimsuchte und 18000 Erkrankungen mit 8200 Todesfällen verursachte [90]. Die Wasserversorgung Hamburgs war damals insofern eine mangelhafte, als das für die zentrale Wasserversorgung der Elbe entnommene Wasser lediglich einem Sedimentierungsprozeß in Becken unterworfen und nach demselben ohne weiteres dem Versorgungsnetz zugeführt wurde. Das auf preußischem Gebiet liegende Altona schöpfte sein Wasser ebenfalls aus der Elbe und zwar unterhalb des stark verseuchten Hamburgs. Es unterwarf aber das Wasser einer sorgfältigen Sandfiltration. Obgleich nun die Grenze zwischen beiden Städten mitten durch die Straßen hindurchgeht, so daß äußerlich eine Trennung zwischen Hamburg und Altona nicht erkennbar ist, machte die Cholera (von einigen nach Altona eingeschleppten Fällen abgesehen) an der politischen Grenze, welche mit der Grenze zwischen den beiden Wasserversorgungen zusammenfiel, halt. Der Beweis für die ursächliche Rolle, welche die mangelhafte Wasserversorgung Hamburgs in diesem beklagenswerten Falle gespielt hat, kann zwingender nicht gedacht werden. In sehr charakteristischer Weise sind diese Verhält-



nisse zum Ausdruck gebracht durch Einzeichnung der damals mit Cholerakranken besetzten Häuser in den Straßenplan von Hamburg-Altona [91].

Gelegentlich einer kleinen Cholera-Nachepidemie in Hamburg im Jahre 1893 gelang es auch, Choleravibrionen im Elbwasser und im Netze der städtischen Wasserleitung selbst nachzuweisen, nachdem die Technik des Nachweises der Choleravibrionen durch geeignete Methoden gefördert worden war [92].

Aus der neuesten Zeit ist die Petersburger Choleraepidemie vom Herbst 1908 zu nennen, welche bis zum Schluß dieses Jahres etwa 9000 Personen ergriff, von denen 4000 starben. Der Genuß verseuchten, unfiltrierten oder sehr mangelhaft filtrierten Newawassers ist auch hier einer der Hauptgründe der Epidemie gewesen [93].

Als Typus einer auf den Genuß verseuchten Wassers zurückzuführenden, kleineren Choleraepidemie mag die in der Irrenanstalt zu Nietleben bei Halle im Januar 1893 entstandene Epidemie erwähnt werden [94], bei welcher 122 Choleraerkrankungen (unter 991 Gesamtinsassen einschl. Personal) mit 52 Todesfällen sich ereigneten. Hier wurde das zur Wasserversorgung benutzte (Saale-)Wasser zwar einer Filtration durch Sand unterworfen, die Benutzung der Filter geschah jedoch in einer Art und Weise, daß das Wasser fast ungereinigt durch die Sandfilter ging. Das Saalewasser war durch Choleravibrionen, welche vermutlich von einem Insassen der Anstalt selbst ausgeschieden waren, infiziert worden, weil, ebensowenig wie die Sandfilter, die für die Reinigung der Abwässer der Anstalt bestimmten Rieselfelder ordnungsmäßig betrieben wurden.

Wie beim Typhus abdominalis, so gibt es auch bei der Cholera asiatica „Bazillenträger“ [95], also Leute, welche zwar Choleravibrionen in ihrem Darm beherbergen, trotzdem aber selbst nicht an Cholera erkranken. Auch Dauerausscheider, d. h. Personen, welche noch mehrere Monate nach abgelaufener Erkrankung virulente Choleravibrionen mit den Fäzes entleeren, sind beobachtet [95a].

Durch längeren Aufenthalt im Wasser können nach Zlatogoroff und nach Barrenscheen Choleravibrionen gewisse Merkmale verlieren, z. B. die Agglutinabilität durch Choleraserum. Haendel und Woithe sowie Köhlisch [96], welche diese Angaben nachprüften, konnten dieselben allerdings nicht bestätigen. Unter gewissen Verhältnissen kann anscheinend der Choleravibrio auch in nicht sterilisiertem Wasser saprophytisch gedeihen; selbst wenn ihm nur vegetabilisches Nährstoffmaterial zur Verfügung steht (Almquist) [96a].

Diese hier angeführten Tatsachen und eine Reihe anderer Erfahrungen, welche man gelegentlich der letzten Petersburger Choleraepidemie gemacht hat, deuten darauf hin, daß das biologische Verhalten des Choleravibrio im Wasser noch nicht in jeder Beziehung klargestellt ist.

Daß bei der Verbreitung der Cholera dem Wasser eine hervorragende Rolle zufällt, wird nirgends bestritten, dagegen sind die Meinungen in diesem Punkte hinsichtlich des Typhus abdominalis nicht so einheitlich.

Es wird bekanntlich in neuerer Zeit von autoritativer Seite die Anschauung vertreten, daß beim Typhus abdominalis die hauptsächlichste Art der Übertragung die durch Kontakt ist. Für diese Kontaktinfektionen sind besonders die „Dauerausscheider“ von Typhusbazillen und die „Bazillenträger“ verantwortlich zu machen [97].

Trotzdem wird man dem Wasser in epidemiologischer Beziehung beim Abdominaltyphus immer noch eine wichtige Rolle zuschreiben müssen.

Schüder [98] hat aus der in- und ausländischen Literatur für den Zeitraum von 30 Jahren (1870—1899) die Art der Übertragung des Typhuserregers bei 638 größeren und kleineren Typhusepidemien und in 12 einzelnen Fällen, in denen eine Übertragung von Person zu Person nicht stattgefunden hatte, vergleichsweise zusammengestellt nnd kommt zu dem Ergebnis, daß 70,8 Proz. dieser Fälle ätiologisch auf Wasserinfektion zurückgehen.

Schlegtendahl [99] konstatierte, daß von 682 Typhuserkrankungen im Regierungs-

bezirk Aachen 223 = 33 Proz. auf eine Infektion mit Wasser zurückgeführt werden konnten. Dönitz [100] fand allerdings nach Berliner Beobachtungen nur 16 Proz. der Typhusfälle durch Wasser veranlaßt, Solbrig [101] für den Regierungsbezirk Allenstein 18 Proz. der Fälle.

Angaben über die Beziehungen zwischen Typhusepidemien und Wasserversorgung finden sich u. a. bei Baron [102], Rahlson [103], Kruse [104], Pfeiffer [105], Gaertner [106], Tavel [107], Krohne [108] und Nesemann [109]. Ferner gibt der jährlich erscheinende Bericht „Sanitätswesen des preußischen Staates“ [110] einen guten Überblick über die in Preußen vorgekommenen Typhusepidemien und ihre etwaige Verursachung durch Trinkwasser.

Daß ebenso wie bei der Cholera auch beim Abdominaltyphus die Schifferbevölkerung besonders stark der Infektion ausgesetzt ist, darf nicht wundernehmen. Nach Klein [111] entfallen z. B. auf 1000 Rheinschiffer jährlich durchschnittlich 10 Typhusfälle, d. h. ungefähr zehnmal soviel wie bei der Landbevölkerung. Von diesen Typhusfällen sind angeblich nur 22 Proz. als Kontaktfälle festgestellt, so daß die übrigen auf Konto des infizierten Rheinwassers zu setzen sind. Es ist übrigens bekannt, daß unter der Binnenschifferbevölkerung überhaupt ein großer Teil in jungen Jahren den Typhus durchmacht. Die älteren Schiffer sind dann im allgemeinen gegen Typhusinfektion mehr oder minder immun.

Der Zusammenhang zwischen Typhuserkrankungen und Trinkwasserversorgung zeigt sich auch am Rückgang der Typhussterblichkeit entsprechend der Verbesserung der letzteren. So sanken beispielsweise in Zürich [112] seit Einführung der Wasserfiltration die Erkrankungen an Typhus von 62,9 für 10000 Einwohner auf 9,3 und die Sterblichkeit von 6,7 auf 0,9; in Hamburg aus gleichem Grund von etwa 20—40 für 10000 Einwohner auf durchschnittlich 5 für die gleiche Zahl [113], in einigen Pariser Vororten um fast 90 % [113a]. Während die Typhussterblichkeit in einzelnen amerikanischen Städten mit einer nicht einwandfreien Wasserversorgung 6,5 bis 11 für 10000 Einwohner beträgt, beläuft sie sich in Städten mit guten Wasserversorgungsanlagen nur auf 1,9—2,9 für 10000 [114]. Von Einzelbeispielen mögen noch folgende angeführt werden:

Solange die Stadt Brieg mangelhaft filtriertes Oderwasser für seine Trinkwasserversorgung benutzte, war der Typhus dort endemisch. Seitdem es zur Grundwasserversorgung übergegangen ist, ist die Zahl der Typhusfälle ganz außerordentlich zurückgegangen, ja die Stadt ist praktisch typhusfrei geworden [115].

Die Stadt Paderborn wurde u. a. im Jahre 1898 von einer Typhusepidemie befallen, welche durch eine Verunreinigung der in Kalkspalten verlaufenden, der Wasserversorgung dienenden Paderquellen hervorgerufen war [116], und 234 Personen ergriff. Nach Einführung der Ozonisierung des Trinkwassers (vgl. S. 113) sind die Typhusepidemien ausgeblieben.

Eine der größten Typhusepidemien in Deutschland war die, welche in Gelsenkirchen im Herbst 1901 auftrat (3231 Typhuserkrankungen mit etwa 350 Todesfällen). Die Ursache wurde in der unerlaubten, mittels Stichrohres ermöglichten Zumischung unfiltrierten Ruhrwassers zum Grundwasser gesehen, doch ist absolute Klarheit über die Gründe, welche zu der Katastrophe geführt haben, leider nicht erbracht worden [117].

Eine schwere, explosionsartig auftretende Typhusepidemie suchte die Stadt Detmold im Sommer 1904 heim. Es erkrankten 780 Personen (6 Proz. der Bevölkerung), von denen 54 starben. Die Ursache wurde auch hier in der Wasserversorgung der Stadt gesucht [118], eine Anschauung, welche indessen nicht ohne Widerspruch geblieben ist [119].

Eine von der öffentlichen Wasserversorgungsanlage ausgegangene Typhusepidemie, welche im Herbst 1904 die Stadtgemeinde Gräfrath (Landkreis Solingen) befiel, beschreibt Borntraeger [120].

Im Juni 1908 wurde die Stadt Greiz von einer ausgedehnten Typhusepidemie (140 Fälle) überrascht, deren Ursache in der Wasserversorgung wohl nicht mit Unrecht gemutmaßt wird [121], im Sommer 1909 der schlesische Ort Altwasser. Hier traten über 600 Typhusfälle auf. Auch hier hat man das Wasser als Ursache beschuldigt [122].

Von ausländischen Städten kann Prag als eine Stadt bezeichnet werden, deren Wasserversorgung (filtriertes Moldauwasser) zu Typhuserkrankungen häufig Veranlassung gegeben hat. Im Leitungswasser der Stadt Prag konnten sogar Typhusbazillen nachgewiesen werden [123]. Auch Paris hat von jeher viel unter dem Auftreten des Typhus zu leiden, da seine zentrale Wasserversorgung zum Teil durch sanitär nicht einwandfreie, in zerklüfteter Kreide verlaufende Quellen (Vannequellen u. a.), früher auch teilweise durch Flußwasser erfolgte [124]. In der belgischen Stadt Marche liegen ähnliche geologische Verhältnisse vor (Kalkformation), welche es mit sich bringen, daß die Stadt den Typhus endemisch beherbergt [125]. In der amerikanischen Universitätsstadt Ithaka erkrankten im Jahre 1903 im Verlaufe von 3 Monaten 1350 Personen an Typhus, von denen 82 starben. Man machte bei näherer Untersuchung die überraschende Entdeckung, daß aus verschiedenen Aborten Jauche in die Schöpfstelle der städtischen Wasserleitung direkt übertrat [126].

Chicago hatte im Jahre 1902 eine starke Typhusepidemie, welche z. T. verursacht war durch Verunreinigung der Trinkwasserentnahmestellen im Michigansee durch vom Sturm aufgewühlte Kanalsinkstoffe [127].

Kleinere, von Einzelbrunnen ausgehende Typhusepidemien sind natürlich häufig, doch muß betont werden, daß es bei den in der Literatur beschriebenen Fällen [128] sich meist um recht grobe Brunnenverunreinigungen handelt. Von Interesse ist die von Bachmann und Kattein [129] beschriebene, durch einen mangelhaft ausgeführten Röhrenbrunnen verursachte Typhusepidemie (61 Fälle) in Wilhelmsburg. Hier wurden durch eine Undichtigkeit im Rohre des 15 m tiefen Brunnens aus dem das Brunnenrohr umgebenden, mit Schmutzwasser angefüllten Brunnenschacht beim Pumpen die infektiösen Keime angesaugt. Eine undichte Rohrleitung verursachte z. B. auch die von Link [130] beschriebene Brunnenepidemie.

Wie schon oben erwähnt, ist der Nachweis des Typhusbazillus in den verdächtigen Wässern verhältnismäßig selten geglückt. Zusammenstellungen der Fälle, in denen der Nachweis gelang, findet man bei Bonhoff [131] und Konrádi [132]. In den letzten Jahren hat man, dank der verbesserten Untersuchungsmethodik, den Typhusbazillus verhältnismäßig etwas häufiger gefunden als früher [133].

Über Typhusbazillen in Brunnenwässern ohne ätiologische Bedeutung berichtet Konrich [134].

Auf keinem Gebiet der Hygiene sind wohl die Anschauungen verschiedener „Schulen“ so miteinander in Widerspruch geraten, wie auf dem der Epidemiologie des Unterleibstyphus. Zwar ist die Herrschaft der von Koch und seinen Schülern ursprünglich vertretenen „Trinkwassertheorie des Typhus“ ja in den letzten Jahren schon dadurch erheblich eingeschränkt worden, daß man der Verbreitung des Typhus durch Kontaktinfektion jetzt weitergehende Bedeutung beimißt als früher (s. o.), v. Pettenkofer aber hat bekanntlich die Richtigkeit der Trinkwassertheorie für Typhus und Cholera überhaupt bestritten (vgl. dazu den Abschnitt „Hygiene des Bodens“). Seine „lokalistische Theorie“ wird zurzeit hauptsächlich noch von R. Emmerich und von Wolter [135] verfochten.

Nach v. Pettenkofer können sich Typhus- und Choleraepidemien nur auf einem porösen, für Luft und Wasser durchlässigen Boden entwickeln und zwar hauptsächlich dann, wenn der Boden einen bestimmten, relativ geringen Feuchtigkeitsgehalt besitzt, d. h. bei niedrig stehendem oder sinkendem Grundwasser.

In der Tat ist in manchen Städten die Koinzidenz niedriger Grundwasserstände mit

hoher Typhussterblichkeit auffallend, so daß man geglaubt hat, daraus Schlüsse hinsichtlich eines gewissen Zusammenhanges zwischen beiden ziehen zu dürfen (vgl. auch [135a]). Besonders

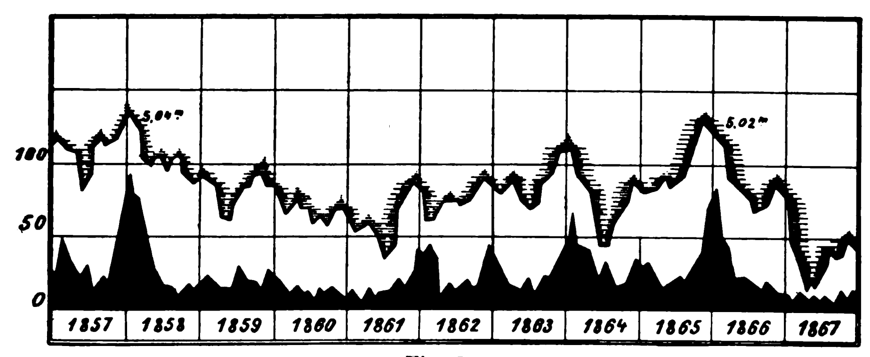


Fig. 3.

■ Typhustodesfälle in München, absolute Zahlen.

☰ Grundwasserstände in Metern, von der Bodenfläche ab gerechnet, in dem Sinne, daß die Hochpunkte der Kurve den minimalen, die Tiefpunkte den maximalen Grundwasserständen entsprechen. — Nach Emmerich.

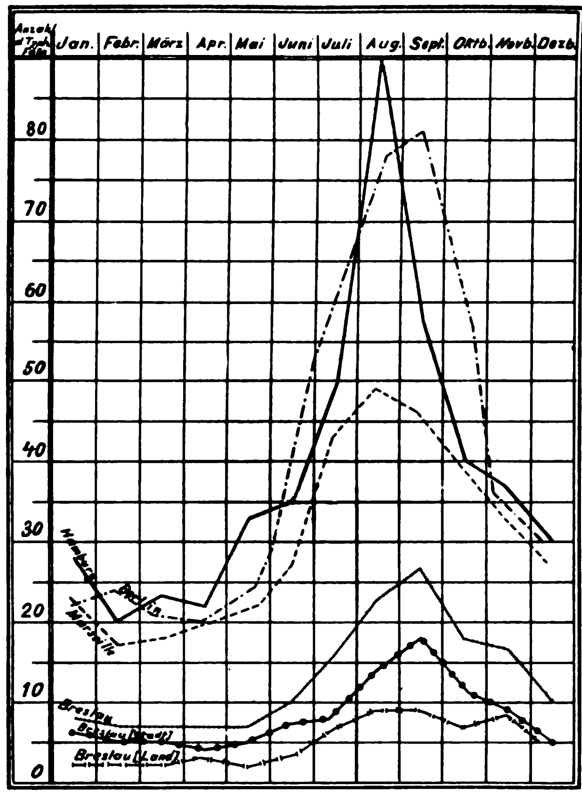


Fig. 4. Verteilung der Typhusfälle auf die einzelnen Monate nach mehrjährigen Durchschnittszahlen (Berlin, Breslau, Hamburg, Marseille). Nach Nesemann.

charakteristisch haben sich diese Verhältnisse in München geltend gemacht (vgl. Fig. 3) zu einer Zeit, als in München der Typhus noch endemisch hauste (bis zum Jahre 1880). Gegen die von



Pettenkofer aufgestellte und von Emmerich weiter verfochtene „Bodentheorie" lassen sich aber gewichtige Gründe ins Feld führen (vgl. den Abschnitt „Hygiene des Bodens").

Auffallend ist das hauptsächlich an gewisse Jahreszeiten geknüpfte Auftreten der Typhusepidemien (Spätsommer) (vgl. Fig. 4). Durchaus befriedigende Erklärungen sind auch hierfür noch nicht gefunden worden.

Nicht überraschend ist dagegen die Beobachtung, daß der Typhus durch Kranke an einen Ort eingeschleppt werden kann, und es hier, trotz Verkehr mit den Kranken, doch nicht zu einer Epidemie kommt. Solche Erfahrungen wurden in Deutschland im Kriegsjahre 1870/71 in großem Maß gesammelt [136]. Von anderer Seite [137] konnte auch bei längerer Beobachtung eine bestimmte Beziehung zwischen örtlichen und zeitlichen Einflüssen und Typhusfrequenz nicht nachgewiesen werden.

Daß übrigens die Einführung einer hygienischen zentralen Wasserversorgung in einer Stadt nicht immer eine Abnahme der Typhusmorbidität mit sich bringt, dafür lassen sich mehrere Städte (z. B. Danzig, München und auch Berlin) als Beispiele anführen. Erst die Einführung einer geordneten Kanalisation hat in diesen Städten Wandel geschaffen.

Nach Emmerich führt bei niedrigem Grundwasserstand, bei welchem Typhusepidemien mit Vorliebe entstehen, das im verunreinigten Boden kapillar aufsteigende Grundwasser gelöste Nährstoffe der Bodenoberfläche zu, so daß hier eine konzentrierte, für die Vermehrung von Typhusbazillen genügende Nährlösung sich ansammelt. Regenfälle und steigender Grundwasserstand lassen nach ihm eine solche Konzentration der Nährlösungen nicht eintreten. Experimentell haben Emmerich und Gemünd gezeigt, daß im keimfrei filtrierten Preßsaft von Bodenproben, entnommen nach länger anhaltendem trockenem Wetter, eingesäte Typhusbazillen sich üppig vermehrten, in Preßsaft aus Proben, welche nach längerem Regen entnommen waren, aber nicht.

Von der Bodenoberfläche gelangen nach Emmerich die Typhusbazillen durch Berührung, Verschleppung, Insekten usw. mittelbar in den menschlichen Körper.

In natürlichen Wässern können sich nach Emmerich die Typhusbazillen schon deshalb nicht lebend erhalten, weil sie hier einer schnellen Vernichtung durch die Protozoen anheimfallen.

So bestechend diese Argumente auch auf den ersten Blick sind, so halten sie der Kritik doch nur zum Teil stand [138]. Es mag davon abgesehen werden, daß die Verhältnisse der Grundwasserbildung und Grundwasserbewegung vielleicht sehr viel komplizierter sind (vgl. S. 12ff.), als von Emmerich bei seinen Erklärungsversuchen vorausgesetzt wird; es mag auch ferner die Frage offen gelassen werden, warum die Vermehrung der Typhusbazillen in der, aus dem kapillar aufsteigenden Grundwasser bei niedrigen Grundwasserständen sich bildenden Nährlösung nicht auch schon durch die Tätigkeit der überall vorhandenen Protozoen gestört wird, vor allem aber ist es noch nicht ausreichend erklärt, warum durch diese Protozoen eine Vernichtung gerade der Typhuskeime hervorgerufen werden soll, da wir doch überall z. B. Wasserbakterien in großer Zahl neben den Protozoen weiter existieren sehen. Wie man sich durch das Laboratoriumsexperiment leicht überzeugen kann, kommt es nur bei einer gewissen Konzentration der Bakterien zu einer erheblichen Vermehrung der bakterienfressenden Protozoen auf Kosten der ersteren; dann aber tritt eine Art Gleichgewichtszustand ein. Die Menge der freien aktiven Protozoen hat abgenommen, die der enzystierten sich vermehrt. Die Zahl der Bakterien ist zwar stark vermindert, aber ein erheblicher Rest bleibt, durch die Protozoen unbeeinflußt, am Leben.

Soll ein Wasser durch die Protozoentätigkeit hygienisch unbedenklich werden, so müßten in erster Linie alle pathogenen Formen der Vernichtung anheimfallen, die Protozoen müßten also unter der Bakteriennahrung eine Art Auswahl treffen. Nach den neuesten Beobachtungen Schepilewskys [138a] wäre dies zwar nicht unmöglich, doch dürfte eine Bestätigung seiner interessanten Befunde von anderer Seite erst abzuwarten sein. Der Beweis, daß alle Typhusbazillen in einer Wasserprobe durch die Tätigkeit der Protozoen vernichtet worden sind, dürfte übrigens bei der Schwierigkeit des Nachweises einzelner Typhuskeime mit Sicherheit kaum zu erbringen sein.

Wenn daher auch einiges für die Richtigkeit der Emmerichschen Theorie spricht, so schon die auch von Jordan, Russel und Zeit [56]



festgestellte Kurzlebigkeit der Typhusbazillen in nicht sterilem Wasser usw., so wird man zurzeit doch höchstens von einer gewissen Verminderung der Infektionsgefährlichkeit eines Wassers durch Protozoentätigkeit sprechen können, aber nicht von einer Beseitigung der Gefahr. Sehr viel problematischer als im ruhenden sind die Leistungen der bakterienfressenden Protozoen im strömenden Wasser, da sie hier augenscheinlich vorwiegend in inaktivem (enzystiertem) Zustande sich vorfinden.

Wir wissen nicht, wie viel Typhusbazillen notwendig sind, um eine Infektion beim Menschen hervorzurufen. Wenn es erlaubt wäre, die Infektion durch Tuberkelbazillen zum Vergleich heranzuziehen [139], so würde vermutlich eine nicht unbeträchtliche Anzahl von Typhusbazillen erforderlich sein. In diesem Falle könnte ja allerdings die Beseitigung der Hauptmasse von Typhusbazillen durch die Tätigkeit der Protozoen im Sinne Emmerichs eine wertvolle Prophylaxe darstellen. Mit dieser Anschauung würde dann auch die Tatsache im Einklang stehen, daß — wie schon erwähnt — sichere Übertragungen des Typhus durch den Genuß infizierter Brunnenwässer bisher nur dann beobachtet werden konnten, wenn es sich um ganz grobe Brunnenverunreinigungen, d. h. um die Einsaat gewaltig großer Mengen von Typhusbazillen gehandelt hat.

Wir vermögen die Wege, auf welchen eine Typhusinfektion zustande kommt, noch nicht klar zu überschauen, anscheinend haben wir dabei noch mit mindestens einem unbekannten Faktor zu rechnen. Auch die immerhin interessanten Beobachtungen und Theorien Emmerichs vermögen nicht das Dunkel zu lichten.

Die Übertragung des Abdominaltyphus durch Wasser kann auch bekanntlich mittelbar in der Weise geschehen, daß gewisse Nahrungs- und Genußmittel mit dem infizierten Wasser in Berührung gekommen sind und dabei den Infektionserreger aufgenommen haben. Am häufigsten ist dies der Fall bei dem Genießen von Milch, ungekochten Pflanzen, Früchten und Schaltieren. Das Spülen von Milchkannen mit typhusbazillenhaltigem Brunnenwasser oder das Wässern der Milch mit derartigem Wasser vermag nicht nur eine Übertragung der Typhusbazillen in dieselbe zu bewirken, sondern die hineingelangten Typhuskeime werden auch in der Milch einen zusagenden Nährboden finden und sich bei geeigneter Temperatur darin vermehren.

Die Verwendung typhusbazillenhaltigen Wassers zum Begießen und Waschen von Gemüsen u. dgl., welche in ungekochtem Zustand verzehrt werden, kann ebenfalls zu Infektionen bei dem Konsumenten führen.

Eine große Reihe von Beispielen liegt dafür vor, daß durch den Genuß von Schaltieren (Muscheln, Austern), welche aus verseuchtem Wasser stammten, Typhus verbreitet worden ist [140].

Auch unsere künstlichen Mineralwässer und sonstigen Tafelwässer sind bisweilen infektionsverdächtig [141]. Die Kohlensäure, welche derartige Wässer in freiem Zustande gewöhnlich reichlich enthalten, pflegt erst bei längerer Einwirkung bakterientötend zu wirken [142].

Wegen der Übertragung von Typhus auf Wäscherinnen vgl. Fürst [143]. Hinsichtlich der Beziehungen zwischen Wasserversorgung und allgemeiner Sterblichkeit vgl. die angezogene Literatur [144].

Literatur zu IV:

1) Ficker, Z. f. Hyg., 1898, **29**, 1.
2) Koeppe, Deutsche med. W., 1898, S. 624.
3) Winkler, Balneol. Z., 1904, S. 84. Z. f. physikal. u. diätet. Ther., 1905, **8**, 567.
4) Nocht, Hyg. Rundsch., 1892, S. 273.
5) Rubner, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San., 1902, **24**, Suppl. II. S. 66.
6) Gärtner, Klin. Jahrb. 1902, **9**.
7) Roese, Erdsalzarmut u. Entartung. Berlin 1908, Julius Springer.
8) Gaertner, Ges. Ing., 1902, S. 175.
9) Repin, C. R. des Séances de l'Acad. des Sciences, 1908, **147**, 387.
10) Reichardt, A. a. O. (Lit. zu II S. 31.)
11) Klut, Berichte d. dtsch. pharmazeutisch. Gesellsch., 1909, S. 140.
12) Klut, Mittlgn. d. Prüfgsanstlt. f. Wasservers. u. Abwbes., 1909, **12**, 225; Noll, Z. f. angew. Chem., 1910, S. 107.
13) Tiemann-Gaertner, Handb. d. Untersuch. und Beurt. der Wässer. 4. Aufl., 1895, Braunschweig (Vieweg & Sohn), S. 751.
14) Wolffhügel, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1887, **2**, 484.
15) Ebner, Über die Löslichkeit von Blei in bleiernen Wasserleitungsrohren. Inaug.-Dissert., Würzburg 1897.
16) Kuehnemann, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San., 1904, **27**, 314.
17) Klut, Pharmazeut. Ztg., 1906, S. 534; Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 1910, **40**, 330.
18) Paul, Ohlmüller, Heise und Auerbach, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1906, XXIII, 333.
19) Pleißner, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1907, XXVI, 384.
20) The Surveyor, 1908, **34**, 517.
21) Zitat nach K. B. Lehmann, Methoden d. prakt. Hyg., 2. Aufl., S. 618.
21a) Gärtner, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San., 1910, **40**, 104.
22) Helwes, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San., 1906, **31**, 408.
23) Picht, Z. f. Med. Beamte, 1906, S. 437; Trembur, Klin. Jahrb., 1910, **22**, 450.
24) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1906, S. 504.
25) Ebendort S. 213.
26) Wehner, Gesundheit, 1908, S. 747; vgl. auch Paul, Ohlmüller, Heise u. Auerbach a. a. O.
27) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1906, S. 39.
28) Goodnough, Ges. Ing., 1909, S. 422. Ref.
29) Lehmann, K. B., Methoden d. prakt. Hyg., 2. Aufl. (Wiesbaden), 1901, S. 619.
30) Schwarz, Zeitschr. f. Unters. d. Nahr.-u. Genußm., 1907, S. 482; Weinland, ebenda 1910, **19**, 362.
31) Schryver, Journ. of Hyg., 1909, IX, 253.
32) Hofmann, Über das Vorkommen von Arsenik in einer städt. Wasserleitung. Leipzig 1878.
33) Hydrotect. 1902, S. 111.
34) Chemik.-Ztg., 1908, S. 960.
34a) Scheube, Krankheiten der warmen Länder, 4. Aufl., Jena 1910, S. 683.
35) Looß, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1898, **24**, 441 u. 483; 1901, **29**, 733; 1903, **33**, 330.
36) Mosler & Peiper, Tierische Parasiten, 2. Aufl., Wien 1904.
37) Behla, D. Med. W., 1906, S. 1727 Ref.; Kolb, Der Einfluß von Boden und Haus auf die Häufigkeit des Krebses. München 1904, J. F. Lehmann.
38) Kasparek, Z. f. das landwirtsch. Versuchswes. in Österreich, 1903, S. 753; Hutyra und Marek, Spez. Path. u. Ther. der Haustiere, 2. Aufl. Jena (Gustav Fischer) 1909.
39) Diatroptoff, Annal. de l'Inst. Past., 1893, S. 286; Pilf, Z. f. Med.-Beamte, 1904, S. 305; Krohne, Viertelj. f. ger. Med., 1904, S. 107; Beißwanger, Z. f. Hyg., 1890, **8**, 179.
40) Hofer, Handbuch der Fischkrankheiten, Stuttgart 1906.
41) Hüppe, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1887, S. 321, 354, 421, 463, 498 usw.
42) Bolton, Z. f. Hyg., 1886, **1**, 76.
43) Poehl, Tagebl. d. 60. Vers. dtsch. Naturforscher u. Ärzte zu Wiesbaden, 1887, S. 347.
44) Machida, Zentralbl. f. Bakt., II., 1907, **17**, 811 Ref.
45) Tiemann-Gaertners Handb. der Untersuchung und Beurteilung der Wässer, 4. Aufl., 1895, S. 555.
46) Rubner, Arch. f. Hyg., 1906, **57**, 161.
47) Cohn, Zentralbl. f. Bakt., II., 1906, **15**, 690 u. 777.
48) Literatur über Antagonismus und Symbiose s. bei Gotschlich, Allg. Morph. und Biol. der pathog. Mikroorg. in Kolle-Wassermanns Handb. der path. Mikroorg., 1903, **1**, 123.

49) Frost, Journ. of Inf. Dis., 1904, I, 599.
50) C. Eijkman, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1904, **37**, 436; Konradi und Kurpjuweit, Münch. med. W., 1905, S. 1761, 2164 u. 2228; Rahn, Zentralbl. f. Bakt., II., 1906, **16**, 417 u. 609.
51) Strohmeyer, Die Algenflora des Hamburger Wasserwerkes, II. Teil. Leipzig 1897 (Warnecke); Biega, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1906, S. 284.
52) Schoenwerth, Arch. f. Hyg., 1892, **15**, 61; Emmerich, Z. f. Unters. d. Nahr.- u. Genußmittel, 1904, **8**, 77; Emmerich u. Gemuend, Münchn. med. W., 1904, S. 1089 u. 1157; Huntemueller, Arch. f. Hyg., 1905, **54**, 89; Fehrs, Hygien. Rundschau 1906, S. 113; Razzeto, ebenda, 1908, S. 1020; Korschun, Arch. f. Hyg., 1907, **61**, 336; Schepilewsky, Arch. f. Hyg., 1910, **72**, 73.
53) Buchner, Arch. f. Hyg., 1893, **17**, 179; Dieudonné, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1894, **9**, 405; Rapp, Arch. f. Hyg., 1904, **48**, 179; Thiele und Wolff, ebenda, 1906 u. 1907, **57**, 129 und **60**, 29; Wisner, ebenda, 1907, **61**, 1.
54) Rubner, Arch. f. Hyg., 1890, **11**, 365.
55) Gotschlich, a. a. O. [48], 195, daselbst ausführl. Zusammenst. d. gemacht. Versuche.
56) Jordan, Russell and Zeit, Journ. of Inf. Dis., 1904, **1**, 641.
57) Russell and Fuller, Journ. of Inf. Dis., 1906, Suppl. No. 2, 40; Kruse, Z. f. Hyg., 1908, **59**, 6.
58) Konradi, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1904, **36**, 203.
59) Wernicke, Hyg. Rundschau, 1895, S. 736.
60) Hoffmann, Arch. f. Hyg., 1905, **52**, 208.
61) Springfeld, Graeve und Bruns, Klin. Jahrb., 1904, **12**, 29.
62) Prudden, Medical. Record, 1887, zit. nach Gotschlich.
62a) Zit. nach Kutscher, Viertelj. f. ger. Med. 1910, **39**, 397.
63) Spitta, Arch. f. Hyg., 1903, **46**, 66.
64) Conradi, Dtsch. med. W., 1904, S. 1165; Gaehtgens, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1909, **30**, 610.
65) Conradi, Münch. med. W., 1909, S. 909.
66) Rommeler, Dtsch. med. W., 1909, S. 886.
67) Priefer, Z. f. Hyg., 1904, **46**, 23.
68) Veröff. a. d. Gebiete d. Militärsanitätsw., 1902, 20. Heft; Doerr, Zentralbl. f. Bakt., 1903, **34**, 385.
69) Kriege, Dtsch. Arch. f. klin. Med., 1902, **13**, 175; Springfeld, Klin. Jahrb., 1904, **12**, 407.
70) Vincent, Rev. d'Hyg. et de Pol. san., 1906, S. 545.
71) Gaffky, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1887, **3**, 187.
72) Kolle, Cholera asiatica in Kolle-Wassermanns Handb., 1903, **3**, 61.
73) Almquist, Z. f. Hyg., 1906, **52**, 179.
74) Troili-Petersson, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1908, **45**, 5; 1909, **48**, 129.
75) Galvagno und Calderini, Z. f. Hyg., 1908, **61**, 185.
76) Fürbringer und Stietzel, ebenda, S. 282.
77) Brückner, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1909, **30**, 619.
78) Mair, Journ. of Hyg., 1908, **8**, 37.
79) Jäger, Z. f. Hyg., 1893, **12**, 525.
80) Dtsch. Viertelj. f. ger. Med., 1905, S. 379.
81) Lartigau, Journ. of Experim. Med., 1898, III, 595; Bonjean, Compt. rend. du X Congrès internat. d'Hygiène et de Démographie à Paris en 1900, S. 86.
82) Loeffler, Weyls Handb. d. Hyg., 1896, I. Bd., S. 616—618.
83) Reincke, Ber. d. Med.-Inspektors über die med. Statistik d. Hamb. Staates 1892—94; Meinert, Jahresber. d. Ges. f. Nat.- u. Heilk. zu Dresden, 1895/96, S. 162.
84) Kruse, Zentralbl. f. allgem. Gesundhpfl., 1900, **19**, 140.
85) Prausnitz, Z. f. Hyg., 1908, **59**, 161.
86) Klein, 27. Report of the Local Government Board: Suppl. Report of the Medical Officers for 1897—98, S. 210.
87) Pestana und Bettencourt, Zentralbl. f. Bakt. 1894, **16**, 401.
88) Flügge, Z. f. Hyg., 1893, **14**, u. Anweisung z. Bekämpf. d. Cholera. Amtliche Ausgabe 1904.
89) Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1895 u. 96, **11** u. **12**; Klinisches Jahrbuch, 1907, **16**.
90) Koch, Z. f. Hyg., 1893, **14**, 393 u. 1893, **15**, 89; Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1896, **10**.
91) Vgl. Tafel V d. 10. Bds. der Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1896.

92) Dunbar, Dtsch. Viertelj. f. öff. Ges.-Pfl., 1905, **37**, 54.
93) Blumenthal, Z. f. Hyg., 1909, **63**, 199.
94) Koch, Z. f. Hyg., **15**, 1893, 123.
95) Pfeiffer, Klin. Jahrb., 1908, **19**, 483.
95a) Kulescha, Klin. Jahrb, 1910, **24**, 137.
96) Zlatogoroff, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1909, **48**, 684; Barrenscheen, ebenda, 1909, **50**, 261; Haendel und Woithe, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1910, **34**, 17; Köhlisch, Zentralbl. f. Bakt., I., Orig., 1910, **55**, 156.
96a) Almquist, Hyg. Rundschau, 1909, S. 869.
97) Frosch, Klin. Jahrb., 1908, **19**, S. 537.
98) Schüder, Z. f. Hyg., 1901, **38**, 343.
99) Schlegtendahl, Z. f. Med.-Beamte, 1903, S. 64.
100) Dönitz, Festschrift z. 60. Geburtstage von R. Koch, Jena 1903, S. 297.
101) Solbrig, Klin. Jahrb., 1909, **21**, 349.
102) Baron, Der Einfluß von Wasserleitungen usw. auf die Typhusfrequenz. Inaug.-Dissert., Bonn 1886.
103) Rahlson, Typhusepidemien durch Trinkwasserinfektion, Inaug.-Dissert., Freiburg 1895.
104) Kruse, Zentralbl. f. allgem. Ges.-Pflege, 1900, S. 34.
105) Pfeiffer, Klin. Jahrb., 1900, **7**, 159.
106) Gärtner, Klin. Jahrb., 1902, **9**, 335, auch als Monographie.
107) Tavel, Zentralbl. f. Bakt., I, **33**, 1903, 166.
108) Krohne, Viertelj. f. ger. Med., 1904, **28**, 107.
109) Nesemann, Viertelj. f. ger. Med., 1905, **29**, 124.
110) Das Sanitätswesen d. preuß. Staates 1889—1907, Berlin.
111) Klein, Klin. Jahrb., 1907, **17**, 373.
112) Die Assanierung von Zürich, Leipzig 1903, S. 13.
113) Dunbar, a. a. O., S. 557.
113a) Vincey, Rev. d'Hyg. 1910, **32**, 325.
114) Kennet Allen, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1906, S. 532; vgl. auch Engin. Rec. 1910, S. 630.
115) Rieger, Klin. Jahrb., 1908, **18**, 354.
116) Gärtner, a. a. O., S. 100.
117) Grahn, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1905, S. 447, 475 u. 516; Springfeld, Klin. Jahrb., 1903, **10**, 323; Emmerich & Wolter, Die Entstehungsursachen der Gelsenkirchener Typhusepidemie von 1901, München, Lehmann 1906; Wolter, Die Hauptgrundgesetze der epidemiologischen Typhus- u. Choleraforschung usw. München, Lehmann 1910.
118) Beck und Ohlmüller, Arb. a. d. K. Ges.-Amte, 1906, **24**, 138; Volkhausen, Der Unterleibstyphus in Detmold im Sommer und Herbst 1904. Berlin, Fischers med. Buchhandl.
119) Auerbach, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers., 1905, S. 862 u. 887, vergl. auch Emmerich und Wolter, a. a. O.
120) Bornträger, Klin. Jahrb., 1905, **14**, 439.
121) Scheube, Z. f. Med.-Beamte, 1908, S. 704.
122) v. Leliwa, Dtsch. med. W., 1909, S. 1396. Hagemann, Viertelj. f. ger. Med. 1910, **40**, 339.
123) v. Jaksch und Rau, Zentralbl. f. Bakt., I, **36**, 584.
124) Weyl, Ges.-Ing., 1901, S. 125; Gärtner, a. a. O., S. 86; Bienstock, Hyg. Rundschau, 1903, S. 105.
125) Putzeys, Quelques Reflexions au Sujet de la Distribution d'Eau de la Ville de Marche, Bruxelles 1908.
126) Kennet Allen, a. a. O., S. 536.
127) Hamilton, Zentralbl. f. Bakt., I. Ref., 1904, **34**, 440.
128) Stroeßner, Zentralbl. f. Bakt., I, 1905, **38**, 19 u. a.
129) Bachmann und Kattein, Gesundheitsing., 1903, S. 121.
130) Link, Klin. Jahrb., 1904, **12**, 459.
131) Bonhoff, Zentralbl. f. Bakt., I, 1903, **33**, 461.
132) Konradi, ebenda, 1904, **35**, 568.
133) Kaiser, Deutsche Viertelj. f. öff. Gesundhpfl., 1907, **39**, 265 u. a.
134) Konrich, Z. f. Hyg., 1908, **60**, 208.
135) Emmerich u. Wolter, a. a. O., S. 117.
135a) Latham, Journ. of the Royal San. Inst. 1910, **31**, 457.

136) v. Fodor, Hyg. des Bodens in Weyls Handb. d. Hyg., 1896, I., S. 192.
137) Mayer, Klin. Jahrb. 1909, **21**, 171.
138) Fehrs, Hyg. Rundschau, 1906, S. 113; Schattenfroh, Die Grundlagen der hyg. Wasserbegutachtung. Wien und Leipzig, Braumüller, 1907, S. 6—8; Korschun, Arch. f. Hyg., 1907, **61**, 336.
138a) Schepilewsky, Arch. f. Hyg., 1910, **72**, 73.
139) Findel, Z. f. Hyg., 1907, **57**, 104; Koehlisch, ebenda, 1908, **60**, 508.
140) Newman, The Practitioner, January 1904; Vivaldi u. Rodella, Hyg. Rundschau, 1905, S. 174; Bornträger, Gesundheit, 1904, S. 449; Fuller, Journ. of Franklin Institute, Aug. 1905, Ref. Techn. Gm.-Bl., IX, 306; Netter, Bull. Acad. Med., Paris, Bd. 57, No. 6, Febr. 1907 u. a.
141) Fromm, Viertelj. f. ger. Med., 1903, **25**, 94.
142) Altana, Riv. Ig., San. Publ., 1907, No. 10, nach Ref. in Hyg. Zentralblatt, IV, No. 1334.
143) Fürst, Zeitschr. f. Med.-Beamte, 1905, S. 683.
144) Reincke, Gesundheitsverhältnisse Hamburgs im 19. Jahrhundert. Hamburg 1901; van Overbeck de Meyer, La Technique sanitaire 1910 p. 13; Sedgwick and Scott Mac Nutt, Journ. of Inf. Dis. 1910, VII, 489.

V. Arten der Wasserversorgung.

Vom vorwiegend technischen Standpunkt wird die Wasserversorgung in zahlreichen Werken behandelt, von welchen unter „Literatur" mehrere angegeben sind [1]. Wegen technischer Einzelheiten muß daher auf diese Werke hingewiesen werden.

Bei Einrichtung einer zentralen und zum Teil auch einer Einzelwasserversorgung ist sowohl auf wirtschaftliche wie auf örtliche Verhältnisse gebührende Rücksicht zu nehmen.

In der Praxis wird man z. B. einen Unterschied in den vom hygienischen Standpunkt aus zu stellenden Anforderungen machen müssen, je nachdem es sich um eine Wasserversorgung für eine beschränkte Anzahl von Personen (Einzelwasserversorgung) oder um die Versorgung einer oder mehrerer Ortschaften mit Wasser von einer Stelle aus handelt (zentrale Wasserversorgung, Gruppenwasserversorgung). Wenn auch an gewissen hygienischen Mindestforderungen festgehalten werden muß, so ist es doch unrichtig, dieselben Sicherheitsgarantien bei einer Einzelwasserversorgung zu verlangen wie bei einer zentralen Anlage, denn die von letzterer bei unzweckmäßiger Einrichtung ausgehende Infektionsgefahr ist oft eine viel tausendfach so große wie bei letzterer. Diesem Gesichtspunkt wird in mancher der erlassenen Brunnenordnungen (vgl. S. 56) nicht genügend Rechnung getragen. — Die Einrichtung einer hygienischen Wasserversorgung ist stets mit mehr oder minder großen Unkosten verbunden. Durch die Aufstellung übertriebener Forderungen werden häufig dem Einzelnen finanzielle Lasten aufgebürdet, welche nicht im richtigen Verhältnis zu dem erzielbaren Erfolge stehen, ja häufig überhaupt einen hygienischen Fortschritt vereiteln. Eine sorgfältige Prüfung der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit desjenigen, der für die Kosten der Wasserversorgung aufzukommen hat, ist also stets am Platze.

Die Anpassung an die gegebenen Verhältnisse läßt vielfach eine bestimmte Art der Wasserversorgung als die im besonderen Fall allein in Frage kommende oder zweckmäßigste erscheinen.

Zurzeit gilt die Versorgung mit Grundwasser als die erstrebenswerteste Art der Wasserversorgung, so daß die Umwandlung von Anlagen mit

Oberflächenwasser in solche mit Grundwasserversorgung vielerorts in die Wege geleitet wird. Maßgebend dafür ist der Gesichtspunkt, daß im allgemeinen ein Grundwasser besser gegen Infektion geschützt werden kann als ein Oberflächenwasser, und daß die künstliche Reinigung des letzteren minder zuverlässiger oder kostspieliger ist als die sich auf dem Wege der natürlichen Bodenfiltration vollziehende Selbstreinigung des Grundwassers. Über das Wesen des Filtrationsvorganges selbst soll weiter unten beim Kapitel Reinigung des Wassers im Zusammenhang gesprochen werden. Bisweilen kann auch das reichliche Auftreten gelöster Stoffe im Oberflächenwasser, deren Entfernung auf künstlichem Wege, z. B. durch Filtration, nicht möglich ist, dazu zwingen, von einer Oberflächenwasserversorgung abzusehen. Die Versalzung der Elbe durch die Abwässer von Chlorkaliumfabriken und anderen Industrien [2] macht z. B. dieses Wasser schon heute für Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung wenig geeignet. Andererseits kann auch ein Grundwasser Eigenschaften aufweisen, welche seine Verwendung zu Wasserversorgungszwecken nicht empfehlen. Hierher gehören z. B. gewisse Färbungen des Wassers durch Huminstoffe, wie sie z. B. bei dem Tiefengrundwasser in Posen beobachtet worden sind [3]. Vorkommen von Eisen- und Manganverbindungen in schwer ausscheidbarer Form (Breslau), hoher Gehalt eines Wassers an Chloriden und Kalksalzen (gewisse Gegenden Thüringens). Für die Verwertbarkeit von Quellwasser ist häufig die Frage ausreichenden Schutzes dieses Wassers gegen Infektionen von ausschlaggebender Bedeutung.

Bei Grund- und Quellwasser ist ferner die Quantitätsfrage meist schwieriger zu behandeln als bei Oberflächenwasser (vgl. S. 26).

Für die Einzelwasserversorgung, bei welcher gewöhnlich eine künstliche Reinigung des Wassers aus äußeren Gründen nicht durchführbar ist — von der Enteisenung sei hier zunächst abgesehen —, kommen Brunnen, Zisternen und Quellen, für zentrale Wasserversorgungen außerdem Flüsse, Seen und künstliche Wasseransammlungen (Stauteiche, Talsperren) in Betracht.

A. Wasserversorgung durch Brunnen, im besonderen für Einzelwasserversorgung.

Brunnen werden zur Einzelwasserversorgung (Gemeinde- und Hausbrunnen) und für zentrale Wasserversorgungen (Wasserwerksbrunnen) gebaut. Ein Unterschied zwischen beiden Arten von Brunnen besteht darin, daß die ersteren meist intermittierend, verhältnismäßig geringe Wassermengen zu liefern haben, während den letzteren kontinuierlich oder doch wenigstens periodisch für längere Zeit größere Wassermengen entnommen werden. Dieser Unterschied ist bedeutungsvoll für die Frage der Sicherung des dem Brunnen zufließenden Wassers gegen Infektionen, da eine starke Beanspruchung und ein kontinuierlicher Betrieb im Grundwasser ganz andere Verhältnisse schaffen als die zeitweise mäßige Inanspruchnahme eines Einzelbrunnens.

Grundwasser wird an den meisten Stellen in größerer oder geringerer Menge in einer bestimmten Tiefe gefunden. In schwierigen Fällen wird die Beratung durch einen hydrologisch und geologisch gebildeten Sachverständigen meist zum Ziele verhelfen, so daß die „Wünschelrute", über welche in neuerer Zeit eine ganze Literatur entstanden ist [4], nicht in Tätigkeit zu treten braucht.

Da wir es in sehr vielen Fällen mit einem mehr oder minder gespannten Grundwasserspiegel zu tun haben (vgl. S. 8), so steigt das Grundwasser nach Durchfahrung der undurchlässigen Deckschicht häufig im Bohr-

rohr bis zu einer gewissen Höhe auf. Die gewöhnlich bei der Begutachtung und Prüfung der Brunnen gestellte Frage: „Wie tief unter Terrain steht der Wasserspiegel?“ trifft daher nicht immer den Kernpunkt der Sache, auf welchen es für den Hygieniker ankommt; die Frage müßte vielmehr stets lauten: „In welcher Tiefe unter Terrain wird das Wasser erschlossen bezw. tritt das Wasser in den Brunnen ein?“ Bei einem Röhrenbrunnen z. B. kann die Eintrittsstelle des Grundwassers in das Brunnenfilter 20 m unter Terrain erfolgen, der unbeeinflußte Wasserspiegel im Brunnenrohr selbst aber 3 m unter der Bodenoberfläche stehen. Aus hygienischen Gründen sollte Grundwasser tunlichst nur tieferen, nicht weniger als 4 m unter der Erdoberfläche liegenden Bodenschichten entnommen werden. Die Wasserentnahme darf ferner nur aus gewachsenem, nicht aus aufgeschüttetem Boden geschehen.

Man unterscheidet Kesselbrunnen und Röhrenbrunnen. Erstere werden überall dort vorgezogen, wo die wasserführende Schicht nicht ergiebig genug ist und man einen Brunnen mit einem gewissen Wasservorrat zu besitzen wünscht, letztere dort, wo es sich um möglichst bequeme billige Beschaffung von Wasser, namentlich aus tiefliegenden ergiebigen Schichten handelt.

1. Kesselbrunnen.

Der Kessel- oder Schachtbrunnen besteht aus einem Schacht von gewöhnlich 0,8 bis 1,5 m Durchmesser, welcher bis in die grundwasserführende Schicht hinein gesenkt ist. Dieser Schacht ist meist aus Mauerwerk hergestellt, welches in seinem untersten Abschnitt aus porösen oder gelochten Steinen besteht oder mit offenen Fugen versehen ist, um dem Grundwasser seitlichen Zutritt zu lassen. Bei reichlichem Grundwasser läßt man dasselbe auch vielfach nur von der Sohle des Schachtes aus eintreten. Das Mauerwerk des Brunnens ruht unten auf dem Sockelkranz. Brunnenschächte aus Holz sind besser zu vermeiden, weil es in der Gegend des schwankenden Wasserspiegels leicht zu Vegetationen mannigfacher Art kommt, welche den Geschmack und die sonstige äußere Beschaffenheit des Wassers ungünstig beeinflussen können, doch sind sie für kleine, ländliche Verhältnisse unter Umständen zulässig. Ziegelmauerwerk ist dem Bruchsteinmauerwerk vorzuziehen.

Um eine Verunreinigung des im Brunnenkessel sich ansammelnden Wassers von der Bodenoberfläche aus zu verhüten, ist erforderlich:

1. wasserdichte Herstellung des Brunnenschachtes bis in die wasserführende Schicht hinein;

2. Erhöhung des Brunnenschachtes über Terrain, mindestens etwa 30 cm hoch oder wasserdichte Abdeckung desselben unter Terrain durch Überwölbung, Überschüttung u. dgl., so daß das unmittelbare Eindringen von Tagewasser unmöglich wird. Wasserwerksbrunnen sollen hochwasserfrei liegen (vgl. Fig. 6);

3. wasserdichte Abdeckung des über Terrain erhöhten Brunnenschachtes mittels befestigter, gut schließender, den Brunnenkranz seitlich überragender Holzdeckel, welche mit Dachpappe benagelt sind, mittels gut eingefugter Sandstein- oder Eisenplatte oder gußeisernen Schachtdeckels. Es soll dadurch das unmittelbare Hineingelangen von Schmutzstoffen und von Schmelzwasser zur Zeit der Schneeschmelze [5] in den Brunnen verhütet werden;

4. Aufstellung der Saugpumpe der Art, daß das gepumpte Wasser nicht in den Brunnenschacht unmittelbar zurückfließen kann, daher, wenn möglich (Grundwasserstand nicht tiefer als etwa 7 m unter Terrain), seitlich von dem Brunnenkessel;



5. Schaffung eines Schutzgebietes um den Brunnen bei mangelhafter natürlicher Überdeckung der wasserführenden Schicht, d. h. bei Vorhandensein eines bis auf das Grundwasser durchlässigen Bodens;

6. Sorge für glatten Abfluß des abgepumpten oder sonst am Brunnen ausgegossenen Wassers usw. in wasserundurchlässigen, breiten Abflußrinnen oder Kanälen mit ausreichendem Gefälle, mindestens bis zur Grenze des Schutzgebietes;

7. Entlüftung der Kesselbrunnen. Das Entlüftungsrohr muß gegen das Eindringen von Unrat, Tieren u. dgl. geschützt sein (vgl. Fig. 6).

Zu 1. Der Brunnenkessel soll mindestens auf $1^1/_2$ m Tiefe undurchlässig sein. Die Fugen des Mauerwerks sollen wenigstens mit gewöhnlichem Mörtel, besser mit Zement gedichtet werden. Neuerdings werden Brunnenkessel auch aus Stampfbetonringen oder Zementröhren hergestellt. Die Fugen dieser Ringe sind natürlich auch mit Zement zu verkitten. Zur weiteren Sicherung kann man den Brunnenkessel oberhalb der wasserführenden Schicht mit einem 30—50 cm dicken, gestampften Lehmmantel oder mit Tonschlag umgeben, der von der Oberfläche bis zum niedrigsten Grundwasserstand reicht. Trockenmauerwerk mit offenen oder mit Moos ausgefüllten Fugen ist nur ausnahmsweise bei sonstiger Sicherung des Brunnens zulässig.

Zu 5. Bei einer guten Kesselbrunnenkonstruktion ist zwar eine unmittelbare Verunreinigung des Kesselinhaltes von oben oder von der Seite her so gut wie ausgeschlossen, haben aber Krankheitserreger Gelegenheit, in der Nähe des Brunnens in den Boden einzudringen, so können dieselben bei oberflächlicher Lagerung des Grundwasserträgers oder sehr durchlässigem Boden dadurch in den Brunnen gelangen, daß die horizontale natürliche Bodenfiltration, welche das Wasser noch durchmachen muß, bis es in den Brunnenkessel eintritt, nicht zu ihrer Entfernung ausreicht. In solchen Fällen muß um den Brunnen eine Schutzzone gebildet werden, innerhalb derer jede Verunreinigung der Bodenoberfläche ausgeschlossen ist oder unwirksam gemacht wird. Im besonderen dürfen sich innerhalb dieses Schutzbezirkes keine Ablagerungsstätten für Unratstoffe (Düngergruben, Misthaufen, Fäkalgruben, Müllgruben u. dgl.) vorfinden.

Die Bestimmung der Größe eines Schutzgebietes gehört zu den schwierigsten Aufgaben des Hygienikers und setzt, will man nicht mit konventionellen Maßen operieren, eine genaue Kenntnis des Bodens und der Größe der Wasserentnahme sowie der Grundwasserverhältnisse voraus. Ist die Richtung des Grundwasserstromes bekannt, so muß man natürlich besonders dafür Sorge tragen, daß der Grundwasserstrom oberhalb der Wasserentnahmestelle nicht verunreinigt wird, im übrigen wird — abgesehen von der Tiefenlage des Grundwassers — die Korngröße und Homogenität des Bodens, etwaige lehmige und tonige Beimengungen desselben, welche, schon in geringen Mengen beigemischt, die Durchlässigkeit für Wasser herabsetzen [6], und allenfalsige undurchlässige Deckschichten überhaupt für die Abmessung des Schutzgebietes ins Gewicht fallen. Auch Versuche über die Durchlässigkeit des Bodens durch Einschütten von Viehsalz, Fluoreszein, Lithium carbonicum (spektroskopischer Nachweis), Saprol in benachbarte Gruben u. dgl. oder durch Benutzung charakteristischer Bakterienarten (B. prodigiosus) können notwendig werden.

Vielfach indessen wird man bei dem Mangel von Unterlagen für den einzelnen Fall und bei dem so bedauerlichen Fehlen systematischer Versuche über diese Frage an verschiedenen Bodenarten [7] Entfernungen vorschreiben müssen, welche gewöhnlich ziemlich willkürlich gewählt sind.

So ist es gebräuchlich zu fordern, daß ein Hausbrunnen mindestens 10 m von den nächsten Abortgruben u. dgl. entfernt liegen müsse. Nach

Kurth [8] genügt ein reiner Umkreis von 9 m Radius für einen kleinen Hausbrunnen, welcher im Sand erbohrt ist.

Ist die Verunreinigung der Oberfläche des Bodens in der nächsten Umgebung des Brunnens nicht zu vermeiden, so muß dieselbe durch Aufbringen von Lehmschlag oder durch eine in Zement verlegte Abpflasterung wasserundurchlässig gemacht werden. Für die allernächste Umgebung des Brunnens ist dies übrigens in jedem Falle wünschenswert (auf eine Entfernung von etwa 2 m Radius).

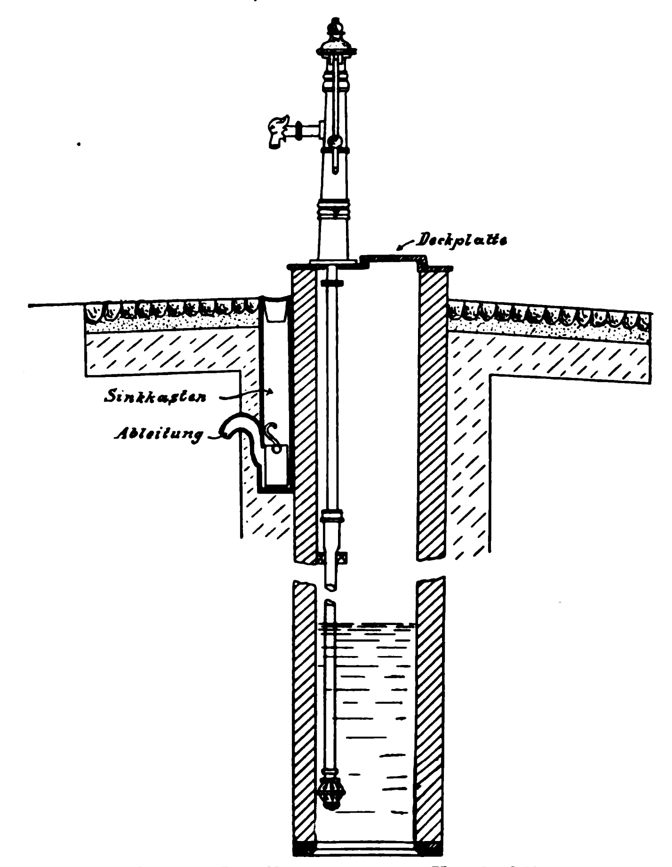


Fig. 5. Kesselbrunnen guter Konstruktion.

Das Waschen unmittelbar am Brunnen sowie das Tränken von Vieh daselbst ist besser überhaupt zu vermeiden.

Lassen sich Abwässer von dem Schutzgebiet, welches bei zentralen Wasserversorgungen entsprechend weiter (mindestens etwa auf 30 m Breite bei feinkörnigem Boden) ausgedehnt werden muß, nicht völlig fern halten oder durch Umleitungen vorbeiführen, so müssen sie in wasserdichten Röhren oder in Gräben mit wasserdichter Sohle und Wandung durch das Schutzgebiet hindurch geleitet werden.

Eine schädliche Beeinflussung des Wassers von Brunnen, die in der Nähe von Kirchhöfen liegen, ist bis jetzt, richtige Anlage der Begräbnisstellen vorausgesetzt, mit Sicherheit nicht nachweisbar gewesen [9].

Was die Entnahme des Wassers aus dem Brunnen anbelangt, so dürfte die Anwendung eines Schöpfeimers (Ziehbrunnen) wohl nur noch unter besonderen Verhältnissen statthaft sein, im allgemeinen wird immer eine Pumpvorrichtung gefordert werden müssen, welche möglichst wasserdicht durch die Abdeckung hindurch geführt wird, und deren frostfrei verlegtes Saugerohr genügend tief in das Wasser des Kessels eintaucht (aber nicht so tief, daß der abgesetzte Brunnenschlamm beim Pumpen mit aufgewirbelt wird). Bei Wässern, welche Eisen stark angreifen, müssen eventuell gut abschließende, hölzerne oder sehr gut geschützte Eisenrohre zur Anwendung kommen.

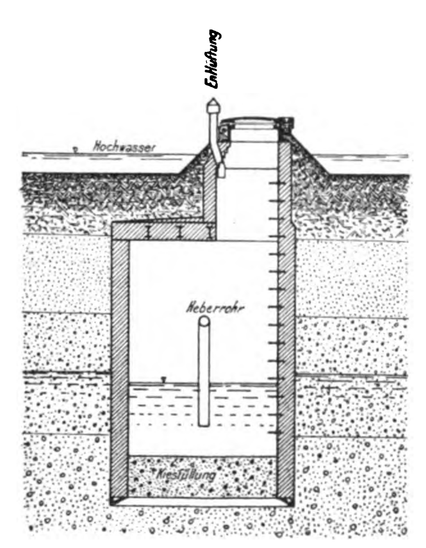


Fig. 6. Kesselbrunnen einer zentralen Wasserversorgung.

Mit einer gewöhnlichen Handpumpe läßt sich das Wasser aus dem Brunnen nur fördern, wenn der Wasserspiegel höchstens 7 m unter der Abdeckung des Brunnens liegt, im anderen Fall muß der Saugkolben tiefer gelegt werden. Fig. 5 zeigt einen richtig angelegten Kesselbrunnen für Einzelwasserversorgung, Fig. 6 einen solchen für zentrale Wasserversorgung. Bei letzterem tritt an die Stelle der Einzelpumpvorrichtung die zum Sammelbrunnen führende Heberleitung. Für die Anlage solcher Wasserwerksbrunnen gelten im übrigen die gleichen Grundsätze wie für die Hausbrunnen.

2. Röhrenbrunnen.

Rohrbrunnen gestatten das Wasser aus größerer Tiefe billiger zu holen als Kesselbrunnen. Mit ihnen kann leicht jede undurchlässige Bodenschicht durchfahren werden. Wenn auch natürlich eine scharfe Grenze nicht zu ziehen ist, so bezeichnet man doch gewöhnlich Brunnen, deren Wasserstand nicht tiefer als etwa 9 m unter Terrain steht, als Flachbrunnen, im anderen Fall als Tiefbrunnen. Rohrbrunnen sind, ganz allgemein gesprochen, vom hygienischen Standpunkt aus den Kesselbrunnen vorzuziehen.

Die einfachste Form des Rohrbrunnens ist der Ramm- oder Schlagbrunnen (auch abessinischer Brunnen oder Nortonsche Röhre genannt). Im Alluvium und Diluvium der Flußtäler ist es sehr leicht, mit einem solchen Schlagbrunnen Grundwasser zu erhalten. Solche Brunnen von 30—60 mm Durchmesser vermögen in der Stunde immerhin zwischen 3 und 10 cbm Wasser zu liefern. Das aus verzinktem Schmiedeeisen bestehende Brunnenrohr ist an seinem unteren Ende mit einer massiven Stahlspitze bewehrt, oberhalb dieser Spitze auf 0,5—1,5 m Länge mit 3—6 mm weiten Löchern oder Schlitzen versehen und in derselben Ausdehnung mit verzinktem, engmaschigem Drahtgewebe umgeben (Filter).

Solche einfachen Rammbrunnen lassen sich manchmal 10—20, ja 30 m tief niederbringen. Ein Schlagbrunnen von 10 m Tiefe kostet bei einem 40-mm-Rohr ca. 100 Mk. und jedes weitere Meter etwa 4—5 Mk. mehr. Brunnen von geringerer Tiefe sind entsprechend billiger [10].

Als Versuchsbrunnen bei den Vorarbeiten für zentrale Wasserwerke werden gewöhnlich größere Rohrbrunnen niedergebracht (Pumpversuch). Die einzelnen Rohre müssen sorgfältig miteinander verbunden werden. Bei einer Tiefenlage des Grundwasserspiegels

über 7 m unter Terrain muß auch hier die Pumpe entsprechend tiefer gelegt werden (z. B. durch Anwendung von Rohrbrunnenpumpen [11] u. a). Wasser aus sehr großen Tiefen und engen Bohrlöchern fördert man auch gern mit Hilfe komprimierter Luft, z. B. unter Anwendung sog. „Geiserpumpen“ oder „Mammutpumpen“ [12] (z. B. bei der Wasserversorgung von Wittenberg) (vgl. Fig. 7).

Bei größeren Tiefen treten Bohrbrunnen an die Stelle der Rammbrunnen, auch bei sehr festem oder dichtem Boden muß das Bohrverfahren angewendet werden (Seilbohrverfahren oder Spülverfahren). Gewöhnlich bringt man hier zunächst ein schmiedeeisernes Bohrrohr (Mantelrohr) nieder, welches bis zu 800 mm lichte Weite haben kann. Bei einem grobkörnigen Grundwasserträger kann das Bohrrohr gleich als Brunnenrohr dienen. Es muß dann an seinem unteren Ende gelocht sein. Besteht die wasserführende

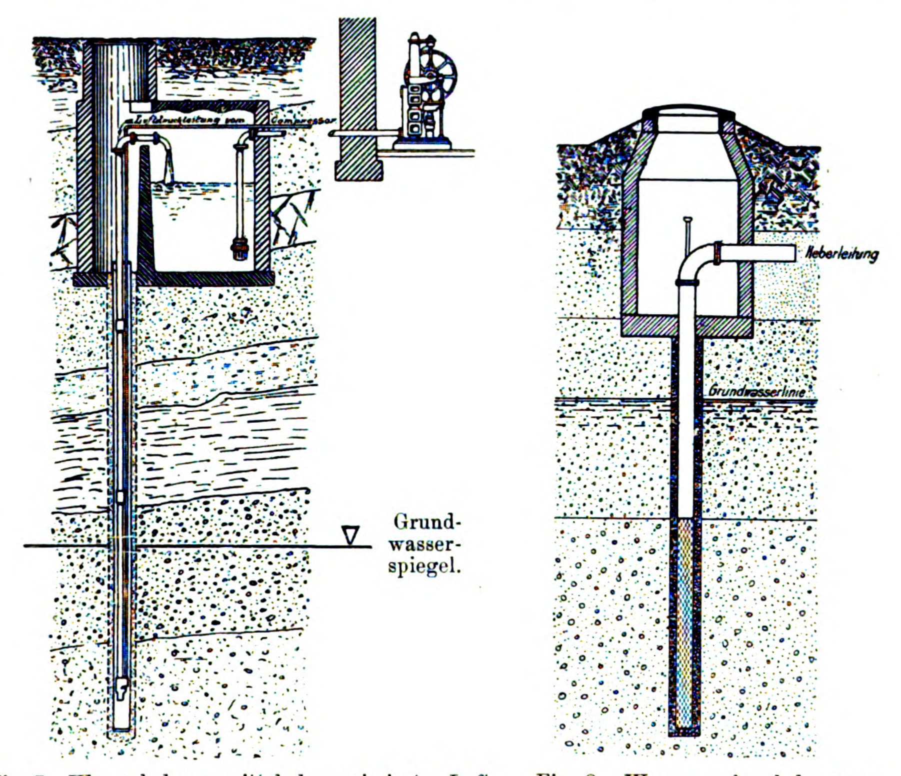
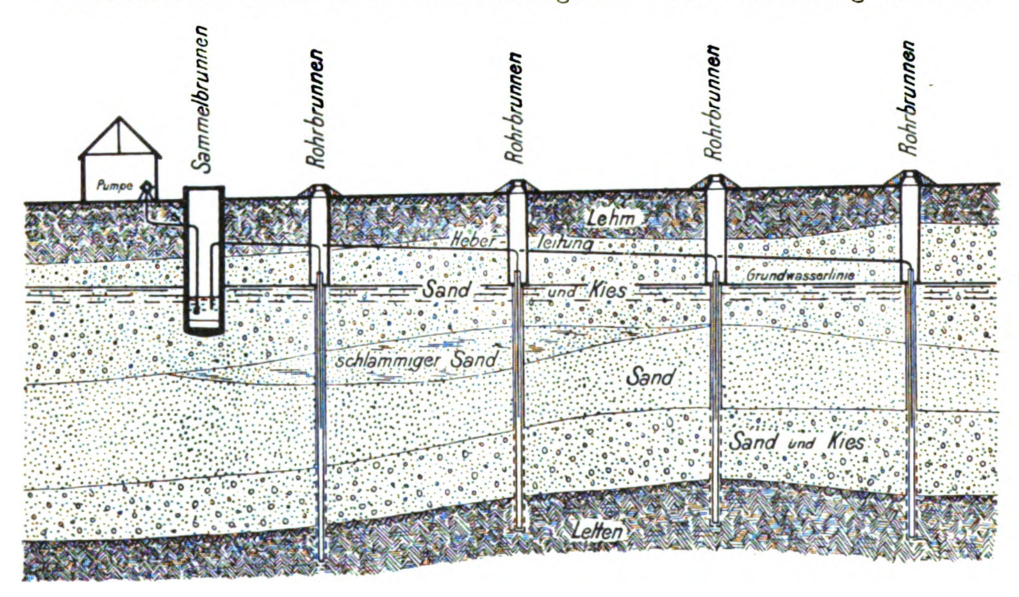


Fig. 7. Wasserhebung mittels komprimierter Luft. Fig. 8. Wasserwerksrohrbrunnen.

Schicht aber aus feinem Sande, so muß man ein besonderes Futterrohr verwenden und vermittelst dieses einen Filter (Filterkorb, Sauger) in das Bohrrohr einhängen. Die Filterkörbe bestehen aus durchlöcherten, eisernen oder kupfernen Röhren, welche mit einem Gewebe aus Kupfer oder Messing von verschiedener Maschenweite bekleidet sind. Nach Einbringung des Filterkorbes wird das Bohrrohr so weit in die Höhe gezogen, daß das Filter frei in der wasserführenden Schicht liegt. Auf die Beschreibung der einzelnen Brunnentypen (Smreker, Thiem u. a.) kann hier nicht eingegangen werden. Die Wahl eines richtigen Filterkorbgewebes ist von großer Bedeutung für die Erhaltung der Ergiebigkeit der Brunnen. Bei unzweckmäßigem Material kommt es leicht vor, daß sich das Gewebe in ziemlich kurzer Zeit zusetzt und die Brunnenergiebigkeit sehr bald auf einen Bruchteil der ursprünglichen herabsinkt [13]. Fig. 8 zeigt einen Wasserwerksrohrbrunnen mit Filterkorb und an das Saugerohr anschließender Heberleitung.

Bei zentralen Wasserversorgungsanlagen sind meist mehrere Brunnen an einzelne Heberleitungen angeschlossen, welche zum Sammelbrunnen

führen, aus welchem dann die Pumpen des Wasserwerkes schöpfen. Fig. 9 führt diese Anordnung vor. Jeder einzelne Brunnen einer solchen Reihe sollte für sich ausgeschaltet werden können, ohne daß der Betrieb der anderen gestört wird. Da bei der durch die Pumpen erzeugten Saugspannung sich aus dem Wasser Gase entbinden (Kohlensäure u. a.), so muß, um ein Reißen des Hebers zu verhüten, für dauernde Entlüftung der Heberleitung am höchsten Punkte der Leitung durch eine (in der Abbildung nicht wiedergegebene) Absaugevorrichtung Sorge getragen werden. Wasserwerksbrunnen sollten ferner zweckmäßig mit einer Vorrichtung versehen



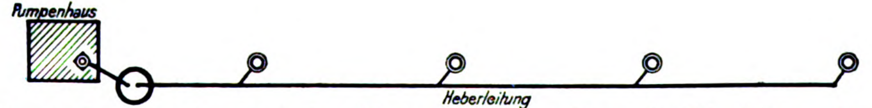


Fig. 9. Brunnen einer zentralen Wasserversorgungsanlage mit Heberleitung, Sammelbrunnen und Pumpwerk.

sein, welche jederzeit die Entnahme von Wasserproben zur bakteriologischen Untersuchung ermöglicht. Die einfachste Vorrichtung besteht in einem in den Brunnen eingelassenen, mit Verschlußkappe versehenen Beobachtungsrohr; einige Wasserwerke haben kompliziertere Einrichtungen für diesen Zweck [14].

3. Brunnenordnungen.

Bei der großen sanitären Bedeutung, welche nicht nur die richtige Anlage einer zentralen Wasserversorgung sondern auch die der Einzelbrunnen hat, ist der Gedanke, eine allgemeingültige Brunnenordnung zu schaffen, öfter seitens der maßgebenden Stellen erwogen worden. Die Schwierig-

keiten, welche sich dieser Absicht in den Weg stellen, liegen hauptsächlich in der Verschiedenartigkeit der örtlichen und wirtschaftlichen Verhältnisse in den einzelnen Gegenden Deutschlands. So hat man sich denn bisher darauf beschränken müssen, für bestimmte Bezirke Brunnenordnungen zu erlassen, welche als Richtschnur für die zweckmäßige Anlage von Einzelbrunnen dienen sollen. Zu nennen sind die Brunnenordnungen und Vorschriften für Hamburg [15], die Regierungsbezirke Trier [16] und Stade [17], die Bezirke Lothringen, Unter- und Ober-Elsaß [18], die Regierungsbezirke Schleswig [19] und Lüneburg [20] und der § 11 der Verordnung, betr. die Sicherung der öffentlichen Gesundheit für Baden [21]. Von ausländischen Bestimmungen sind erwähnenswert die für St. Gallen und Thurgau [22] (Schweiz), Steiermark [23] und Böhmen [24].

Die Frage der Versorgung mit Brunnenwasser auf dem Lande und in kleineren Städten ist ferner behandelt worden von Schröder [25], Kurth [26], Wever und Finger [27], Reichenbach [28], Mohr [29] und Finger [30].

Als einen der Gründe für die häufig so schlechte Beschaffenheit der Brunnen auf dem Lande muß man auch den Mangel an geeigneten Brunnenmachern bezeichnen. Um den in Frage kommenden Handwerkern wenigstens die elementarsten hygienischen Grundsätze des Brunnenbaues beizubringen, hat man z. B. in Elsaß-Lothringen Brunnenmacherkurse unter Leitung des Landesgesundheitsdirektors und eines Meliorationsbaubeamten eingerichtet.

Über die Praxis des Brunnenbaues geben die kleinen Schriften von Opitz und Pengel [31] Auskunft, die erstere hauptsächlich vom hygienischen, die letztere vom technischen Standpunkt aus.

B. Die Anlage zentraler Grundwasserversorgungsanlagen.

1. Grundwasserwerke im allgemeinen.

Bei der Anlage zentraler Anlagen treten an den Ingenieur und Hygieniker ganz andere Aufgaben heran als beim Bau von Einzelbrunnen. Wasserwerksbrunnen sind dadurch gekennzeichnet, daß mit ihrer Hilfe dem Untergrund gewöhnlich große Wassermengen fast ohne Unterbrechung entzogen werden. Die Vorkehrungen, welche man trifft, um solche Brunnen gegen Infektion zu schützen, müssen besonders strenge sein; außerdem muß durch die anzulegenden Brunnen eine ausreichende Wassermenge für Jahre hinaus und auch für gesteigerte Ansprüche (heiße Jahreszeit) gewährleistet werden. Daß die Vorarbeiten und Vorprüfungen zu einem solchen Werk besonders vorsichtig geleitet werden müssen, liegt auf der Hand, andererseits soll man auch hier bestrebt sein, das richtige Maß einzuhalten und den Gemeinden unnötige, oft sehr erhebliche Geldopfer zu ersparen.

Zunächst sind Versuche anzustellen, welche Aufschluß darüber geben, ob die zeitliche Menge, die ein Grundwasserstrom von gegebener Ausdehnung zu liefern vermag, für den vorliegenden Fall ausreicht.

Das Grundgesetz, welches bei allen hydrologischen Vorarbeiten in Anwendung gebracht wird, ist die Darcysche Formel:

$$Q = k \cdot i \cdot F.$$

In dieser bedeutet F das Durchgangsprofil, i das in diesem Profil herrschende spezifische Gefälle, k den Durchlässigkeitskoeffizienten (abhängig von der Durchlässigkeit des jeweiligen Bodenmaterials) und Q die Wasser-

menge, welche das Profil F in der Zeiteinheit durchströmt. Der Wert i wird ermittelt durch Feststellung des Grundwasserspiegelgefälles. Durch das Nivellement der Grundwasserspiegel *) unbeeinflußter, vorhandener oder zu diesem Zweck besonders angelegter Spiegelaufdeckungen (Beobachtungsrohre) kann die Größe und Richtung des Gefälles bestimmt werden. Verbindet man die (auf den gleichen Horizont berechneten) Punkte gleichhoch liegender Grundwasserspiegel miteinander, so bilden die entstehenden Linien die sog.

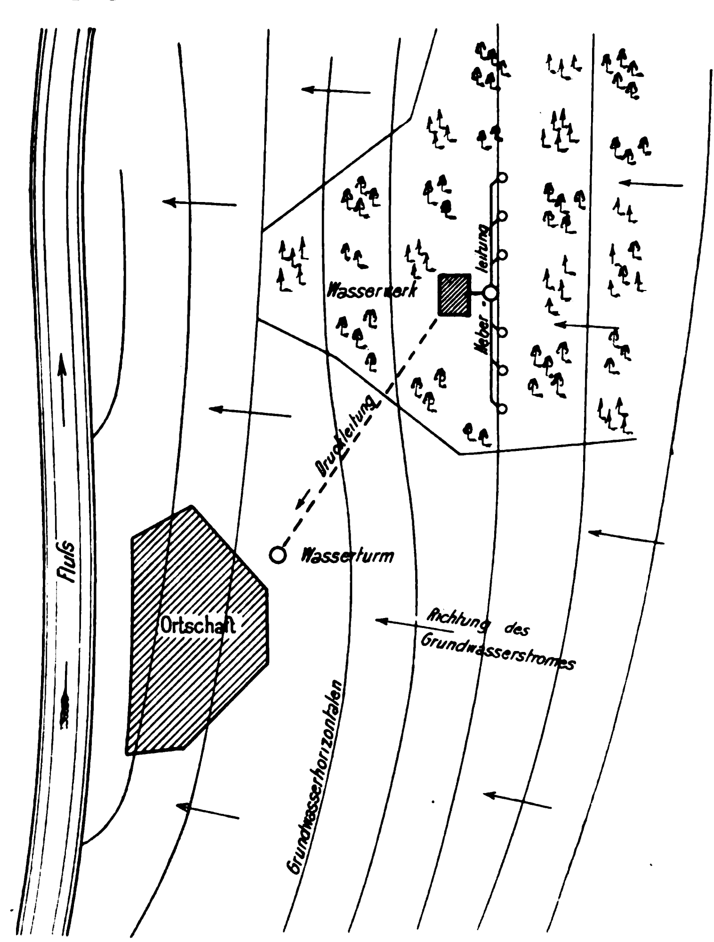


Fig. 10. Höhenschichtenplan einer Grundwasserversorgung.

„Grundwasserhorizontalen", und man bekommt auf diese Weise einen Höhenschichtenplan des Grundwasserspiegels (vgl. Fig. 10). Der Grundwasserstrom bewegt sich in senkrechter Richtung auf die Horizontalen zu. Da im Diluvium und dem Alluvium der Flußtäler der Grundwasserstrom

*) Als Apparat zur Messung der Höhe des Grundwasserstandes kann man zweckmäßig den mit einer Signalpfeife kombinierten Pettenkoferschen Schälchenapparat („Rangs Brunnenmesser") verwerten. Hat der Apparat den Wasserspiegel des Brunnens erreicht, so gibt er ein akustisches Signal. Für die Feststellung des Grundwasserspiegelgefälles hat G. Thiem (Ges.-Ing. 1908, S. 785) ein besonderes Meßwerkzeug angegeben.



im allgemeinen zur Talsohle hinstrebt, so kann man in der Regel in der Nähe des Flusses am sichersten auf reichliche Mengen von Grundwasser rechnen.

Die Mächtigkeit des Durchgangsprofiles F läßt sich meist ebenfalls durch Bohrungen feststellen, welche Aufschluß über die Ausdehnung der wasserführenden Schichten geben. Der Wert k dagegen, der Durchlässigkeitskoeffizient, ist nur auf Umwegen zu ermitteln. Man kann ihn bestimmen durch Feststellung der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers*), welche gleich dem Produkt aus Gefälle und Durchlässigkeit ist, oder man kann k auch ungefähr ermitteln durch Bestimmung der „spezifischen Ergiebigkeit“ (s. u.) an einem Versuchsbrunnen. Für die unmittelbare Bestimmung der Grundwassergeschwindigkeit sind verschiedene Methoden erdacht worden.

Nach Thiem [32] legt man in einer Entfernung von 10—50 m voneinander zwei Bohrlöcher an, deren Verbindungslinie in der Richtung des Grundwasserstromes liegt, und gießt in das obere eine konzentrierte Kochsalzlösung. Aus der Zeit, welche zwischen dem Eingießen der Lösung und dem Zeitpunkt verstreicht, in welchem in dem Wasser des unteren Bohrlochs chemisch-analytisch (oder durch Messung der elektrischen Leitfähigkeit, vgl. S. 133) das Maximum des aufgetretenen Chlorgehaltes festgestellt wird, berechnet sich die Geschwindigkeit des Grundwassers.

Nach Slichter [33] versetzt man das Wasser des oberen Brunnens mit Chlorammonium und mißt an dem 1—2 m stromab gelegenen Brunnen durch eine besondere Einrichtung (Stromkreis, Element, Amperemeter) die allmähliche Veränderung der elektrischen Stromstärke, wenn das durch die Salmiaklösung besser leitend gemachte Wasser des einen Brunnens sich dem anderen nähert.

Beide Methoden sind nicht sehr zuverlässig und geben vor allem nicht die durchschnittliche Geschwindigkeit des Grundwasserstroms an. Die Bestimmung der „spezifischen Ergiebigkeit“ ist daher im allgemeinen zur Feststellung der zur Verfügung stehenden Wasserquantität vorzuziehen. Man versteht unter spezifischer Ergiebigkeit die Wassermenge, welche ein Rohrbrunnen bei einem Meter Absenkung des natürlichen Grundwasserspiegels in der Zeiteinheit liefert. Man führt den Versuch so aus, daß man dem „Versuchsbrunnen“ [34] mittelst einer durch eine Lokomobile betriebenen Zentrifugalpumpe oder bei sehr tiefliegendem Wasserspiegel mittelst einer Mammutpumpe gleichmäßig und dauernd Wasser entzieht, bis ein Beharrungszustand in der Absenkung des Grundwasserspiegels eintritt („Pumpversuch“). Von manchen Seiten wird indessen auch diese Methode als nicht fehlerfrei betrachtet [35]. Die fortgesetzte Entziehung großer Wassermengen aus dem Untergrund kann übrigens zu einer dauernden Senkung des Grundwasserspiegels im ganzen Gebiete und dadurch zu Schädigungen der Interessen der Landeskultur führen [36].

Eine Reihe von lehrreichen Beispielen für die Auffindung von Bezugsquellen für die Wasserversorgung größerer Städte auf wissenschaftlicher Grundlage gibt Lindley [37].

Wird der Grundwasserspiegel durch anhaltende stärkere Wasserentnahme abgesenkt, so bildet sich dabei die sog. Depressionskurve, welche den

*) Die Geschwindigkeit eines in Sand und Kies sich bewegenden Grundwasserstroms ist gewöhnlich nicht groß und beträgt wohl höchstens einige Meter in 24 Stunden. (Vgl. S. 76.)



Durchschnitt durch den Absenkungstrichter darstellt, und innerhalb welcher ein besonders starkes Gefäll, d. h. vermehrte Durchflußgeschwindigkeit bzw. verminderte Filtergeschwindigkeit zum Brunnen hin herrscht. Diese Linie ist in zweifacher Hinsicht von Bedeutung, einmal hinsichtlich der Stellung der einzelnen Brunnen eines Grundwasserwerkes zueinander und dann in bezug auf die Frage des sog. Schutzgebietes.

Soll die durch den Pumpversuch festgestellte Ergiebigkeit des Grundwasserstromes in rationeller Weise durch eine Reihe von Brunnen ausgenützt werden, so müssen dieselben in solcher Entfernung voneinander niedergebracht werden, daß die Absenkungstrichter (Depressionskegel) sich nicht berühren.

Das Schutzgebiet ist der Absenkung des Grundwassers wegen, wie schon oben kurz erwähnt, bei einem kontinuierlich und intensiv betriebenen Wasserwerksbrunnen anders zu bemessen als bei einem intermittierend betriebenen Hausbrunnen, welchem nur verhältnismäßig kleine Wassermengen entnommen werden. Bei einem Wasserwerksbrunnen sollte theoretisch das Schutzgebiet eigentlich die Größe der Depressionszone *) haben, falls nicht eine undurchlässige Schicht (Lehm, Letten) den Grundwasserträger innerhalb dieser Zone bedeckt, oder das Grundwasser an und für sich in großer Tiefe steht. Praktisch läßt sich diese Forderung aber gewöhnlich nicht durchführen, weil das Schutzgebiet dann unter Umständen ungeheuer groß werden müßte. Deswegen begnügt man sich gewöhnlich mit einem Schutzstreifen von 30 bis 100 m Breite.

Reicht die Depressionszone bis an einen Fluß oder See, so wird ein Teil des Fluß- oder Seewassers mit angesaugt werden. Diese Zumischung filtrierten Fluß- oder Seewassers macht sich unter Umständen bemerkbar durch Änderungen der Temperatur und der chemischen Zusammensetzung des Wassers und damit auch der elektrischen Leitfähigkeit desselben. Häufig wird auch der Keimgehalt des Wassers in ungünstiger Weise beeinflußt. Letzteres tritt namentlich bei plötzlichem Anstieg des Flußwasserstandes, besonders aber bei Hochwasser ein. In letzterem Fall wird nämlich augenscheinlich die den Flußschlauch auskleidende natürliche Filterhaut zerstört, so daß — wie bei der künstlichen Sandfiltration (S. 76) — dem Durchwandern der Bakterien nur geringer Widerstand entgegengesetzt wird. Jedoch ist die Frage, worauf diese Keimvermehrung eigentlich beruht, noch nicht völlig gelöst. Häufig sind es gewiß vom Flusse her durchgespülte Keime. Kruse [38] konnte wenigstens bei Versuchen an der Ruhr den B. prodigiosus durch eine 50 m dicke Schicht des natürlichen Bodenfilters hindurchschicken, und zwar gingen bei (künstlich hergestelltem) Hochwasser auf diese Entfernung 1 Proz. der eingesäten Prodigiosuskeime hindurch. Bisweilen sind es aber auch sehr wahrscheinlich nur Bodenbakterien, welche durch das steigende Grundwasser losgerissen und ausgeschwemmt werden. Im ersteren Fall besteht die Gefahr der Brunneninfektion vom Flusse aus, im letzteren ist die Infektionsgefahr geringer zu veranschlagen.

Die Figuren 11 a und 11 b illustrieren die hydrologischen Verhältnisse.

In Fig. 11 c ist dargestellt, welcher Teil des Grundwasserstroms noch für den im Betrieb befindlichen Brunnen in Betracht kommt (schraffierte

---

*) Bei geneigtem Grundwasserspiegel ist die Depressionszone eine Ellipse, deren große Achse parallel mit der Grundwasserströmung läuft.



Fläche) und welcher Teil am Brunnen vorbeifließt. Jenseits des Punktes a (Fig. 11b u. 11c) findet also ein Eintritt des Grundwassers in den Brunnen nicht

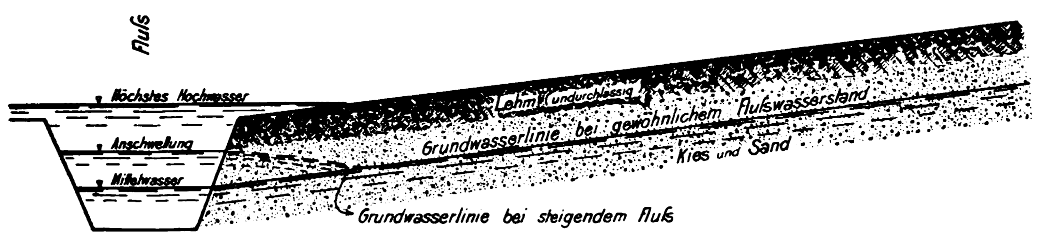


Fig. 11a. Verhalten des Grundwassers bei wechselnden Flußwasserständen.

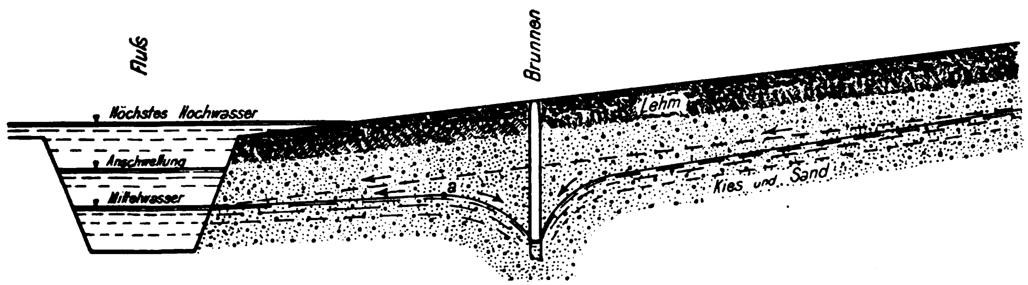


Fig. 11b. Absenkung des Grundwassers durch einen nahe dem Flusse gelegenen Brunnen.

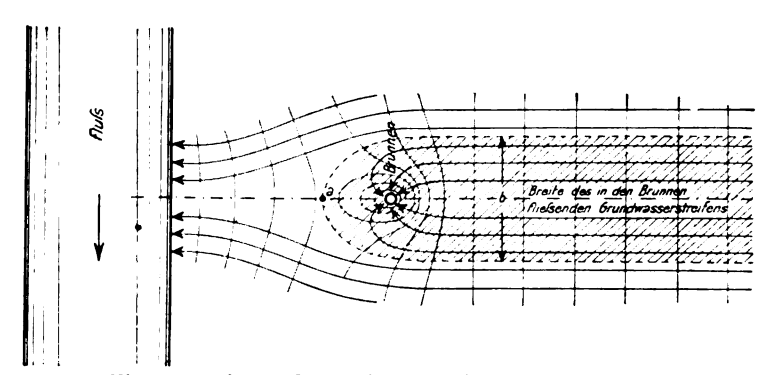


Fig. 11c. Größe des Speisungsgebietes eines Brunnens.

mehr statt. Mit steigendem Flußwasserstand rückt der Punkt a immer näher zum Flusse hin.

Wegen der mathematischen Behandlung dieser Verhältnisse vgl. die technischen Handbücher [39].

2. Flußgrundwasserwerke.

Eine ganze Reihe von Städten haben Flußgrundwasserwerke, d. h. die Brunnen sind in der Nähe des Flusses niedergebracht und liefern bei starker Beanspruchung oder hohen Flußwasserständen mehr oder minder natürlich filtriertes Flußwasser, ja in einigen Fällen, z. B. an der Ruhr, ist stellenweise so wenig eigentliches Grundwasser vorhanden, daß fast der ganze Wasserbedarf durch filtriertes Flußwasser gedeckt wird, d. h. durch

vom Fluß her in den Untergrund eingedrungenes und sich in gleicher Richtung mit dem Fluß bewegendes „Flußgrundwasser". Der Filtrationseffekt hängt natürlich von mancherlei Umständen ab, so in erster Linie vom natürlichen Filtermaterial. Nach Kruse ist z. B. der „Ruhrkies" eine verhältnismäßig schlecht, der „Rheinkies" dagegen eine sehr gut filtrierende Bodenart. Ferner spielt die Dicke der Filterschicht (Entfernung der Brunnen vom Fluß) und die Schnelligkeit der Wasserbewegung im Boden (Größe der Absenkung in den Brunnen) eine Rolle.

Außer den Wasserwerken an der Ruhr [39a] (Barmen, Bochum, Dortmund, Duisburg, Essen, Gelsenkirchen, Mülheim, Oberhausen usw.), beziehen z. B. einige rheinische Städte wie Bonn, Düsseldorf, Elberfeld, Koblenz, Köln, ferner z. B. Dresden an der Elbe, Bernburg an der Saale, Stuttgart am Neckar, Würzburg am Main, Graz an der Mur u. a. einen Teil ihres Wassers indirekt aus dem benachbarten Flusse.

Die Beziehungen zwischen Fluß- und Grundwasser im Hinblick auf die Wasserversorgung durch letzteres und mit besonderer Berücksichtigung der bakteriologischen Seite der Frage sind in einer ganzen Reihe von Arbeiten erörtert worden. Es seien hier die wichtigsten Arbeiten genannt [40]. Nach Kruse [38] lassen sich Beziehungen zwischen Hochwasser und Typhuserkrankungen bei Städten, welche mit Wasser aus Flußgrundwasserwerken gespeist werden, nicht feststellen. Das Auftreten von Durchfalls-Erkrankungen nach Hochwässern wurde dagegen von Meinert [41] für Dresden und von Prausnitz [42] für Graz konstatiert. — Maßregeln gegen die Störungen des normalen natürlichen Filterbetriebes durch die Hochwässer der Flüsse sind nicht leicht zu treffen. Unter Umständen müssen die am meisten gefährdeten Brunnen zeitweise ganz ausgeschaltet werden. Bei den Ruhrwasserwerken hat man, allerdings ursprünglich lediglich zum Zweck reichlicherer Wasserbeschaffung, sog. „Anreicherungsgräben" angelegt, d. h. man leitete oberhalb des Beginnes der Brunnenreihe einen Teil des Flußwassers mittelst breiter Gräben in das vom Fluß entfernt liegende Gelände und reicherte auf diese Weise den Untergrund mit Grundwasser an. In der gleichen Entfernung wie vom Fluß, ev. zwischen Fluß und Graben, werden nun die Brunnen niedergebracht.

Diese „Anreicherungsgräben" wurden anfangs von vielen Hygienikern mit Mißtrauen betrachtet, zumal wenn sie nicht auf Durchfluß eingerichtet waren. Heutzutage vertritt aber wohl die Mehrzahl der Hygieniker die Ansicht, daß die Wasserversorgung von einem sorgfältig angelegten Anreicherungsgraben aus, nachdem man das Bodenfilter sich hat einarbeiten lassen, mindestens die gleiche Sicherheit bietet wie eine Wasserversorgung vom Flusse aus, unter Umständen sogar eine noch größere, da man durch den Einbau von Schützen und Wehren den Wasserstand der Gräben annähernd in gleicher Höhe halten kann, so daß eine ruhige Filtration unter Schonung der Filterschicht gewährleistet wird*). Die künstliche Anreicherung des Grundwassers ist übrigens schon 1900 von Richert (Stockholm) empfohlen worden [43]. Gegen die Hochwässer der Flüsse ist das gegebene Mittel der Bau von Talsperren im Ursprungsgebiet derselben und die Schaffung eines gleichmäßigen Abflusses mit Hilfe dieser Staubecken.

*) Allerdings lassen sich solche Wehre auch im Flusse selbst anbringen, wie es bei Barmen z. B. geschehen ist (vgl. Kruse a. a. O.).



3. Artesische Brunnen.

Eine besondere kurze Betrachtung verdienen die sog. „artesischen Brunnen". „Artesisch" sind streng genommen alle Brunnen mit gespanntem Wasserspiegel. Im engeren Sinn bezeichnet man aber als artesischen Brunnen gewöhnlich nur einen solchen, dessen Wasser ohne Zuhilfenahme künstlicher Mittel über Terrain emporsteigt oder, wie man sich auch auszudrücken pflegt, ein positives „piezometrisches Niveau" zeigt (vgl. S. 8).

Solche Wässer kommen vielfach aus großen Tiefen, oft in erheblichen Mengen. Es gibt artesische Brunnen von annähernd 1000 m Tiefe. Zu den tiefsten artesischen Brunnen in Deutschland dürften gehören ein artesischer Brunnen von 620 m Tiefe in Oppeln, der täglich eine frei auslaufende Menge von 1500 cbm 25 Grad warmen Wassers aufweist, der Brunnen der Zitadelle in Spandau (488 m) und die artesischen Brunnen auf der Elbinsel Finkenwerder bei Hamburg von 370 m und bei Eimsbüttel von 303 m Tiefe. Die beiden letztgenannten Brunnenwässer haben nur eine Temperatur von 15 bezw. 17 Grad, was man als einen Beweis für den Zusammenhang der zahlreichen Quellwässer in den tiefen Schichten ansieht.

Gegen Verunreinigungen von der umgebenden Bodenoberfläche her ist ein Wasser mit artesischem Auftrieb aus nahe liegenden Gründen gut geschützt, dagegen trifft die Anschauung nicht zu, daß aus größeren Tiefen stammendes, artesisches Wasser keinen Zusammenhang mit Oberflächenwasser haben kann. Dem widerspricht schon die Tatsache, daß artesische Brunnen gelegentlich Teile von Pflanzen und Tieren, ja angeblich sogar lebende (?) Tiere ausgeworfen haben [44]. Sehr oft rührt das Wasser artesischer Brunnen von oberirdischen, abflußlosen Seen her (Keilhack), wie sich solche z. B. auf der sog. pommerschen Seenplatte finden. Einen absoluten Schutz gegen Infektion bietet also auch ein artesisches Wasser nicht jedesmal, doch dürfte für gewöhnlich seine Beschaffenheit in bakteriologisch-biologischer Beziehung sich als einwandfrei erweisen. Wasserversorgung durch artesische Brunnen haben z. B. Elbing, Lauban, Memel, Staßfurt, Wismar.

Statt durch senkrecht niedergebrachte Brunnen kann man das Grundwasser auch durch horizontal liegende Sickerrohre sammeln (Sammelgalerien), welche in einem Sammelbrunnen münden. Solche Anlagen haben u. a. die Städte Dresden, Essen, Halle, Hannover.

C. Quellwasserversorgung.

Zutage tretendes Quellwasser bedarf, soll es der Wasserversorgung dienstbar gemacht werden, einer sorgfältigen Fassung.

Zugleich sind, wie auf S. 26 schon erwähnt, längere Zeit fortgesetzte Ergiebigkeitsmessungen unerläßlich. Dieselben müssen sich vor allem auch auf die trockene Jahreszeit erstrecken. Die Ergiebigkeit einer Quelle hängt von der Größe ihres Speisegebietes und der Mächtigkeit des Grundwasserträgers ab. Die Schwankungen der von Quellen gelieferten Wassermengen sind oft sehr große. Kleinste und größte Wassermengen können bisweilen zueinander im Verhältnis von 1:20 stehen. Veränderungen der Spiegelhöhe der Quelle verändern oft auch die Ergiebigkeit. Eine Höherlegung des Spiegels kann die Ergiebigkeit vermindern, eine Tieferlegung bisweilen vermehren. Quellen treten gewöhnlich auf ebenem Boden von unten her (Sprudel) oder an einem Abhange seitlich zutage.

Auch für die Quellen ist unter Umständen die Schaffung eines Schutzgebietes notwendig, aus welchem Schmutzstoffe fern gehalten werden müssen. Bei Quellen, welche an einem Talabhang entspringen, wird z. B.

das darüber liegende Gelände, der Hang, anzukaufen oder mindestens gegen Verunreinigung (z. B. durch natürliche Düngung) zu schützen sein, es sei denn, daß das Vorhandensein einer kontinuierlichen, wasserundurchlässigen Deckschicht sicher festgestellt ist. Bei Quellen, welche in der Ebene entspringen, gilt das beim Grundwasser Gesagte, auch ihre Fassung wird in ähnlicher Weise bewerkstelligt. Eine Bewaldung des Einzugsgebietes der Quelle ist vom hygienischen Standpunkt aus vorteilhaft. Verdächtige Ober-

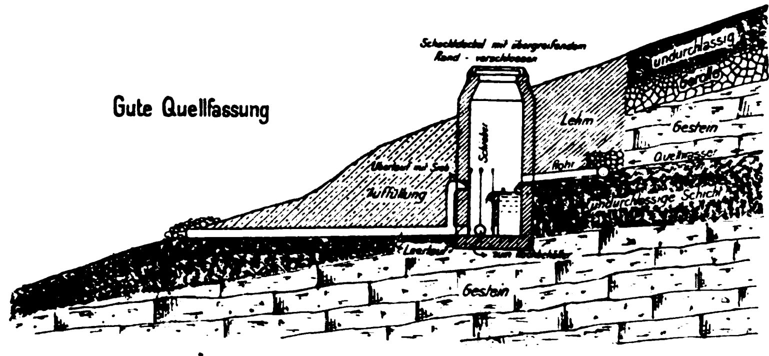


Fig. 12a.

flächenwässer müssen tunlichst durch Umlaufgräben oder dgl. aus dem Schutzgebiet der Quellen entfernt werden. Quellen werden durch Sammelbehälter gefaßt, welche man als Brunnenstuben zu bezeichnen pflegt. Diese sind als Kammern oder Schächte ausgebildet. Im übrigen kann man Quellwässer auch durch Anlage von Drainagen, Quellstollen u. a. m. sammeln. Dies ist besonders in festem Gebirge üblich.

In Fig. 12 ist eine hygienisch gute (a) und eine schlechte (b) Quellfassung

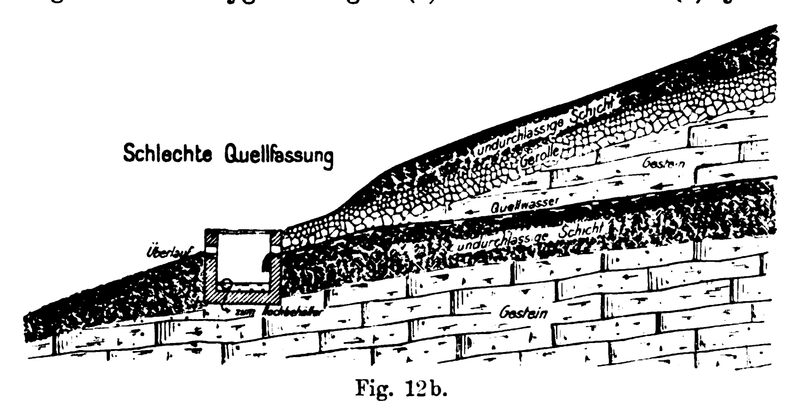


Fig. 12b.

dargestellt. Die Ausführungsform kann natürlich im einzelnen wechseln, doch sollen bei der Anlage von Brunnenstuben im allgemeinen folgende Gesichtspunkte beachtet werden.

Die Quellen sind — falls sie nicht unmittelbar aus dem Felsen entspringen — durch Nachgraben auf der wasserundurchlässigen Schicht so weit zu verfolgen, daß sie in der Tiefe von mindestens 3—4 m gefaßt werden können. Das Quellwasser ist hier durch Drainrohre (durchlochte oder geschlitzte Rohre) zu sammeln und durch ein Sammelrohr der Brunnenstube zuzuführen. Diese Brunnenstube ist wasserdicht mit Zementmörtel, am



besten aus Klinkern, aufzumauern und soll mindestens aus 2 Abteilen bestehen. Die erste, das Quellwasser aufnehmende Abteilung dient als Sandfang und ist mit einem, durch Schieber verschließbaren Leerlauf versehen. Durch einen Überlauf gelangt das Wasser in die zweite Abteilung, von wo aus die Zuleitung zum Hochbehälter erfolgt. Ferner münden in dieselben ein Überlauf- und ein mit Sieb versehenes Leerlaufrohr ein, letzteres durch Schieber verschließbar.

Der Verschluß der Brunnenstube erfolgt bei kleineren Anlagen durch einen über Terrain liegenden Schachtdeckel mit übergreifendem Rand (s. Fig. 12a), bei größeren zweckmäßiger durch einen seitlichen Zugang oder durch in besonderen Anbauten angeordnete Einsteigschächte, bei deren Benutzung eine Verunreinigung des Wasserspiegels sicherer vermieden werden kann. Lüftungseinrichtungen (mit Schutz gegen das Eindringen kleiner Tiere usw.) sind zu empfehlen. Die Brunnenstube ist in den Hang einzubauen oder zu umschütten (Auffüllung). Die in reinem Kies verpackten Drainagerohre, welche das Quellwasser der Quellstube zuführen, sind nach oben hin durch Aufbringen von Lehmschlag gegen das Eindringen von Tagewässern zu schützen.

Sammelstollen zur Gewinnung von Quell- bzw. Grundwasser aus dem Innern der Berge werden mitunter tief in das wasserführende Gestein vorgetrieben. Das Wasser tritt im allgemeinen seitlich in diese Stollen ein und gelangt in ihnen zur Ableitung. Sind die Stollen begehbar, so müssen in ihnen besondere Laufgänge oder Laufbrücken eingerichtet werden, falls das Wasser nicht in geschlossenen Leitungen abgeführt wird, so daß seine Verschmutzung unmöglich wird. Diese Stollen sind bisweilen mit Verschlußvorrichtungen (Dammtüren), welche eine Aufspeicherung des Wassers in den Stollen ermöglichen, versehen. Im 3 km langen Münzbergstollen der Wiesbadener Wasserleitung [45] lassen sich auf diese Weise Trinkwasservorräte von mehr als einer halben Million Kubikmeter ansammeln.

Die Beziehungen zwischen Quellwasserversorgung und Infektionskrankheiten sind im vorhergehenden schon mehrfach berührt worden. Es sei hier nochmals auf die ausführliche, diesen Gegenstand betreffende Arbeit von Gärtner (s. Lit. zu IV, 6) hingewiesen.

D. Grundwasserversorgungen unter besonderen Verhältnissen.

Besondere örtliche Verhältnisse bedingen bisweilen besondere Eigenarten der Wasserversorgung. So haben wir beispielsweise an der Nordseeküste in den Dünen ein Grundwasser, welches als „süßes" Wasser auf dem salzigen Tiefengrundwasser schwimmt. Dieses süße Grundwasser entsteht lediglich durch infiltriertes Regenwasser, wird aber augenscheinlich von dem Dünensande sehr energisch festgehalten. Seiner Menge nach ist es naturgemäß beschränkter als das Grundwasser des Binnenlandes. Selbst auf der kleinen Helgoländer Düne befinden sich Süßwasserbrunnen [46].

Eine Reihe von Nordseebädern wird durch solches Grundwasser versorgt [47], auch in Holland ist die Wasserversorgung aus den Dünen nichts Ungewöhnliches. Amsterdam z. B. deckt einen großen Teil seines Wasserbedarfes durch eine Dünenwasserleitung [48]. Erwähnung mögen auch die eigenartigen Wasserverhältnisse der Marschen finden [49]. Das hier vorhandene Grundwasser ist vielfach seines Salz- und Eisengehaltes wegen, ferner auch wegen ungünstiger äußerer Eigenschaften zu Trinkzwecken so wenig zu benutzen, daß die Bewohner das Regenwasser in Zisternen aufspeichern müssen und Wassermangel daher nicht selten ist.

In Gegenden, in welchen Bergbau betrieben wird oder früher betrieben wurde, benutzt man wohl auch das Wasser aus alten Bergwerksstollen zur Wasserversorgung (Aue i. Erzgeb., Mittweida [50], oberschlesisches Industriegebiet [Lit. zu IV, 122]). Wenn auch grundsätzlich gegen die Herkunft solchen Wassers nichts einzuwenden ist, so bedürfen doch gerade die Projekte zu solchen Werken einer sorgfältigen Prüfung, wenn die Gemeinden sich gegen unlieb-

same Überraschungen schützen wollen. Verunreinigung dieses Stollenwassers durch unterirdische Kommunikation mit anderen, noch in Betrieb befindlichen Bergwerken u. dgl. können leicht vorkommen. Tatsächlich sind Typhusepidemien, hervorgerufen durch verunreinigte Schachtwässer, beobachtet worden (Epidemie in Altwasser s. S. 42).

In manchen Gegenden (z. B. in einigen Teilen Thüringens) ist der natürliche Salzgehalt des Grundwassers so groß, daß dasselbe zu Trink- und Wirtschaftszwecken sich wenig oder gar nicht eignet. Tritt dann, wie es in einigen Gegenden der Fall ist, noch eine Versalzung der Oberflächenwässer durch die Abwässer gewisser Industrien (Kalifabrikation) hinzu, so können für die Bevölkerung Mißstände auftreten, welche schwierig oder gar nicht zu beseitigen sind.

E. Versorgung mit Oberflächenwasser.

Nach unseren heutigen Anschauungen kann Oberflächenwasser nur unter besonderen Umständen ungereinigt zu Wasserversorgungszwecken dienen, da es gewöhnlich in unkontrollierbarer Weise der Infektion ausgesetzt ist. Die Wasserentnahme kann unmittelbar aus dem Niederschlagswasser, aus natürlichen Flüssen oder Seen oder aus künstlich hergerichteten Staubecken (Talsperren) erfolgen.

Wasser, welches aus Flüssen entnommen wird, bedarf stets der künstlichen Reinigung, bevor es als Trinkwasser zugelassen werden kann, denn die im fließenden Wasser sich abspielenden Prozesse der Selbstreinigung genügen in keinem Falle, um auch nur mit einiger Sicherheit das mit infektiösen Keimen durchsetzte Wasser unschädlich zu machen. Anders liegen die Verhältnisse schon bei großen Seen, da in ruhenden oder fast unbewegten Wassermassen die Selbstreinigung energischer verläuft.

1. Regenwasserversorgung mittels Zisternen.

In Gegenden, in welchen Grundwasser in ausreichender Menge fehlt oder sich seiner moorigen oder brackigen Beschaffenheit nach nicht zur Nutzwasserversorgung eignet, wo schließlich auch Mangel an Oberflächenwasser herrscht, weil dieses z. B. in klüftigem Boden zu rasch versinkt, ist man häufig darauf angewiesen, das Meteorwasser, welches von den Dächern oder sonstigen undurchlässigen Flächen abläuft, für Wasserversorgungszwecke zu sammeln und in Zisternen aufzuspeichern. Von großer Wichtigkeit ist natürlich, daß nur reine Auffangflächen zur Verwendung kommen. Zisternen begegnet man häufig in Norddeutschland, beispielsweise in den Regierungsbezirken Aurich, Osnabrück und Stade, an der Meeresküste usw.

Für den Bau von Zisternen gelten im wesentlichen die gleichen hygienischen Vorschriften, die beim Bau von Kesselbrunnen in Anwendung kommen sollen, nur daß die Zisterne natürlich in ihrem ganzen Umfange einschließlich der Sohle wasserdicht herzustellen ist. In den Zulauf zur Zisterne wird zweckmäßig ein Schlammfang eingeschaltet. Die Größe der Zisternen, deren Tiefe gewöhnlich 3—4 m beträgt, richtet sich nach dem aufzusammelnden Wasservorrat.

Jede Zisterne muß mit rückstaufreiem Überlauf und — wenn möglich — auch mit einem Grundablaß versehen sein. Die Wasserentnahme geschieht mittelst Pumpvorrichtung. Man kann auch den ganzen Zisternenraum mit reinem Sande ausfüllen, durch welchen das zulaufende Wasser von oben nach unten filtriert wird. Die Pumpe hebt dann das Wasser aus den untersten Sandschichten. Näheres siehe in den angeführten Werken [1].

2. Wasserversorgung aus Seen und Talsperren.

Ihrem Wesen nach steht die Wasserversorgung mittels Talsperren der Wasserentnahme aus großen Seen sehr nahe.



Hier wirkt zunächst die Sedimentierung in hervorragender Weise reinigend, dann aber entwickelt sich eine reiche Flora und Fauna niederer Organismen, welche die Selbstreinigung beschleunigen. Die Prozesse der Mineralisierung, der Durchlüftung des Wassers durch sauerstoffproduzierende Pflanzenzellen und der Inkarnation [51] greifen hier im allgemeinen reger ineinander als im fließenden Gewässer, in welchem es, man möchte sagen, den Mikroorganismen an Ruhe fehlt sich zu entwickeln. Man findet denn auch das Wasser größerer Seen gewöhnlich in einiger Entfernung vom Ufer ziemlich keimarm, namentlich in größeren Tiefen, so daß die Frage, ob ein solches Wasser zu Trinkzwecken brauchbar ist, nicht ohne weiteres von der Hand gewiesen werden kann.

Planktongehalt und Keimzahl stehen in solchen Gewässern oft im umgekehrten Verhältnis zueinander.

Einige an großen Seen gelegene Städte, wie Genf am Genfer See und Romanshorn am Bodensee [52], benutzen denn auch tatsächlich unbehandeltes Seewasser, da, sofern die Entnahme in genügender Entfernung vom Ufer und in genügender Tiefe (mindestens 20 m unter der Oberfläche) stattfindet, die Wahrscheinlichkeit einer Infektion des Seewassers gering veranschlagt werden darf. Trotzdem wird man vom hygienischen Standpunkt aus ein derartiges Vorgehen bei einer zentralen Wasserversorgung im allgemeinen nicht billigen können, denn, wie schon oben auseinandergesetzt wurde, muß die hier gebotene Sicherheit eine besonders hohe sein, wie man ja auch sonstige für die Öffentlichkeit bestimmte Einrichtungen bei der Zuverlässigkeitsprüfung unter bedeutend schärfere Bedingungen stellt als sie praktisch vorzukommen pflegen. Aus dieser Erwägung heraus haben auch die meisten Städte in Deutschland und der Schweiz, welche ihr Wasser aus großen Seen beziehen, es einer Reinigung unterzogen (früher Berlin, Schwerin i. M., Zürich, St. Gallen). Daß z. B. in Zürich die Einführung der Filtration günstig auf den Rückgang der Typhuserkrankungen gewirkt hat, haben wir schon auf S. 41 erwähnt.

In Nordamerika ist die Entnahme von ungereinigtem Seewasser (Eriesee, Michigansee) zu Trinkzwecken vielfach üblich, man hat aber doch die Erfahrung machen müssen, daß trotz weiter Hinauslegung der Saugerohre das Wasser Träger von Infektionsstoffen sein kann (z. B. in Chicago). Hinsichtlich seiner Temperaturverhältnisse ist das Oberflächenwasser natürlich ungünstiger als das Grundwasser gestellt, welches, wenigstens wenn es aus größeren Tiefen geschöpft wird (vgl. S. 8), eine gleichmäßig kühle Temperatur aufweist. Nach Forels Erfahrungen am Genfer See muß man, um ein gleichmäßig frisches, nicht zu kaltes (8—12 Grad C) Trinkwasser zu erhalten, die Entnahme des Wassers aus dem See in einer Tiefe von 30—40 m vornehmen.

Die Ansammlung von Wasser durch künstlichen Abschluß eines Tales an seinem unteren Ende wurde schon im Altertum (in China, Indien, in der Türkei und in Spanien) viel geübt, gewöhnlich wurde aber die Absperrung nur durch Erddämme erreicht. Erst in der neueren Zeit hat eine spezielle Ingenieurkunst, deren erster Vertreter in Deutschland Intze war [53], verstanden, Sperrmauern großen Stiles sicher zu konstruieren und dadurch die Aufsammlung gewaltiger Wassermassen zu ermöglichen.

Die Talsperren dienen verschiedenen Zwecken; sie beseitigen die Hochwassergefahr in bestimmten Flußgebieten und sammeln das Wasser an, um es zu industriellen (Wasserkraft), landwirtschaftlichen (Berieselung) und Trinkwasserzwecken nutzbar zu machen. In Deutschland sind es hauptsächlich die Gebirgstäler Rheinlands, Westfalens und Schlesiens, in welchen Talsperren in größerer Anzahl gebaut sind oder werden. Daneben bestehen Talsperren auch in anderen Gegenden (Chemnitz, Stuttgart, Plauen [Vogtland], Harz, Thüringen). Die größten Talsperren in Deutschland sind die Urfttalsperre bei Gmünd in der Eifel mit einem Fassungsraum von über 45 Millionen Kubikmeter, die Queistalsperre bei Marklissa mit 15 Millionen Kubikmeter Kapazität und die Ennepetalsperre bei Radevormwald, welche 10 Millionen Kubikmeter faßt. Die im Bau begriffene Möhnetalsperre, welche den Wasserstand der Ruhr regulieren und damit günstig auf die Wasserversorgung im rheinisch-westfälischen Industriebezirk einwirken soll, wird 130 Millionen Kubikmeter Wasser fassen können; die bei Ziegenrück geplante Saaletalsperre 100 Millionen Kubikmeter. Den größten Inhalt (220 Millionen Kubikmeter) wird die im Bau befindliche Edertalsperre haben. Der Inhalt der kleineren Talsperen (Remscheider Talsperre, Bevertalsperre, Heilenbeckertalsperre, Tambachtalsperre usw.) geht auf ½ Million Kubikmeter und weniger herunter. Ein Teil dieser Sperren dient fast lediglich Kraft- und Hochwasserschutzzwecken. Die für die Wasserversorgung von New York projektierte Talsperre im Esopustal, welche in einer Entfernung von 160 Kilometern von der Stadt angelegt wird, soll 460 Millionen Kubikmeter Wasser fassen [54]. Zum Vergleich möge bemerkt werden, daß man die Wassermasse des Bodensees auf fast 50000 Millionen Kubikmeter schätzt.

Als Trinkwasserspender dienen Talsperren zurzeit für folgende Orte in Deutschland: Barmen (Herbringhausen), Chemnitz (Talsperre bei Einsiedel), Gevelsberg (Heilenbecker Talsperre), Gotha (Tambachtalsperre), Haspe, Remscheid (Eschbachtalsperre), Solingen (Sengbachtalsperre). Näheres siehe bei Link [55]. Wird die Anlage einer Talsperre projektiert, so handelt es sich zunächst um Feststellung des Niederschlagsgebietes derselben, der Menge der auf dieses Gebiet entfallenden atmosphärischen Niederschläge und der Beziehungen zwischen Niederschlagsmenge und Abflußmenge in den in Frage stehenden Tälern.

Nach Intze sind unter normalen Verhältnissen von der Regenhöhe, welche man für das ganze Jahr zu rechnen hat, 300—350 mm abzuziehen, um im Rest die Abflußhöhe zu erhalten. Um eine ungefähre Vorstellung der tatsächlichen Verhältnisse zu bekommen darf man annehmen, daß ein Quadratkilometer Niederschlagsgebiet 1—3 Sek. Kubikmeter maximale Abflußmenge liefert. Aus dem Vergleich dieser Werte mit dem Wasserbedarf der von der Talsperre zu versorgenden Ortschaften berechnet sich, wie groß im einzelnen Fall die Sammelbecken angelegt werden müssen.

Soll die Talsperre zur Trinkwasserversorgung dienen, und wird nicht von vornherein eine künstliche Reinigung des Talsperrenwassers ins Auge gefaßt, so ist eine peinliche Untersuchung des gesamten Niederschlagsgebietes auf seine Infektionsmöglichkeit hin die Hauptaufgabe für den Hygieniker. Selten wird es vorkommen, daß das gesamte Niederschlagsgebiet frei von menschlichen Ansiedelungen ist, vielmehr wird es gewöhnlich nötig sein, einzelne Gehöfte, ja ganze Flecken anzukaufen und zu beseitigen. Schmutzwasserzuflüsse abzufangen, sicher abzuleiten oder in sonstiger Weise unschädlich zu machen. Aufbringung natürlichen Düngers im Niederschlagsgebiet der Talsperre ist tunlichst auszuschließen, überhaupt soll man bestrebt sein, die Umgebung der Talsperre aufzuforsten. Das Wasser der Sperren selbst soll vor jeder Berührung mit den Menschen nach Möglichkeit geschützt werden. Es sind daher zu verbieten: das Befahren der Sperre mit Schiffen, das Baden in der Sperre, der Eislauf auf derselben und die Anlage von allen solchen Lokalitäten (Wirtshäusern u. dgl.), welche Besucher an das Ufer der Sperre locken können. Nach Kruse soll man in-



dessen die Infektionsmöglichkeit eines so großen Wasserkörpers, wie es eine Talsperre gewöhnlich ist, auch nicht überschätzen.

Beim Bau der Talsperre [56] werden die die Sperre speisenden Wasserläufe Bäche usw.) zunächst umgeleitet, die Hänge der Sperre sorgfältig von allem Pflanzenwuchs befreit (ausgerodet). Die Sperrmauer soll sich auf festes Gestein (Granit, Basalt, Porphyr u. dgl.) stützen. Die Wasserentnahme aus der Talsperre erfolgt aus den tieferen Wasserschichten durch Stollen oder Rohre, welche entweder durch die Sperrmauer selbst oder durch eine der Talwände hindurchgeführt sind. Ferner erhält jede Talsperre ein Überfallwehr und eine Entleerungsvorrichtung (Grundablaß). Die zufließenden Bäche passieren vielfach erst Vorklärbecken, gleichsam kleine Talsperren, in denen sich etwa mitgeführte Schwebestoffe absetzen können (Fig. 13). Lassen sich Wohnstätten und ihre Schmutzwasserabflüsse nicht ganz im Niederschlagsgebiet vermeiden, so müssen die Abwässer in wasserdichten Abfanggräben bis außerhalb der Talsperrenmauer geleitet werden.

Die Frage, wie das Talsperrenwasser hygienisch zu bewerten ist, wird noch nicht von allen Sachverständigen in gleichem Sinn beantwortet. Nur eines steht wohl fest, nämlich daß man auch hier nicht schema-

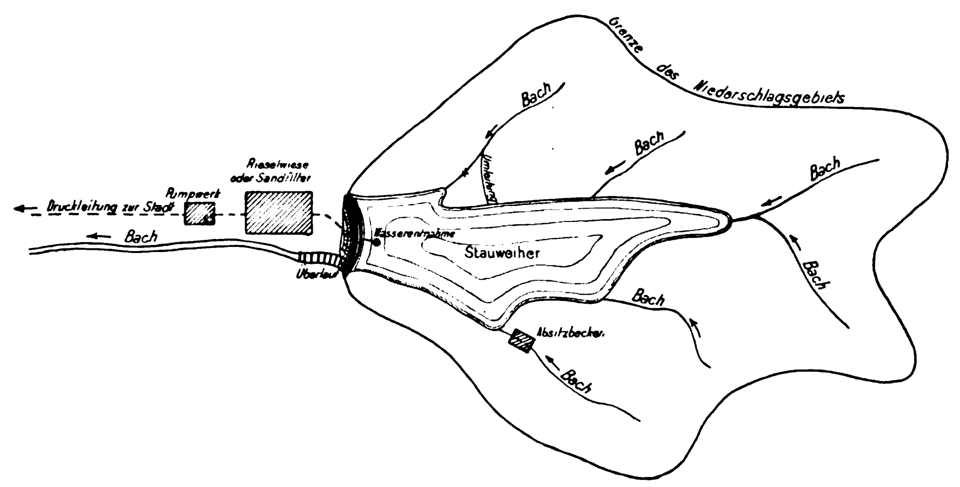


Fig. 13. Grundriß einer Talsperre mit Niederschlagsgebiet usw.

tisieren darf, sondern je nach Lage der Verhältnisse den Fall individuell beurteilen muß.

Es liegt kein verständiger Grund dafür vor, von dem Wasser einer Talsperre, deren Niederschlagsgebiet tatsächlich frei von menschlichen Besiedelungen und verunreinigenden Anlagen ist, eine künstliche Reinigung zu verlangen in dem Sinn, daß man es von seinem Bakteriengehalt ganz oder teilweise befreit; oder wie Kruse und mit ihm Gärtner sich aussprechen: es ist überflüssig, das Wasser einer abseits vom menschlichen Verkehr liegenden Talsperre nur deshalb zu filtrieren, weil es Oberflächenwasser ist. Dagegen wird man die künstliche Reinigung verlangen müssen, wenn die Möglichkeit der Verunreinigung des Talsperrenwassers gegeben ist. Allerdings wird es nicht gleichgültig sein, wo und in welcher Quantität sich die Verunreinigungen dem Wasser beimischen. Findet diese Zumischung nicht ganz unverdächtigen Wassers z. B. bei einer sehr langgestreckten Talsperre an dem der Sperrmauer entgegengesetzt liegenden Zipfel statt, so hat das Wasser, bis es an die eigentliche Entnahmestelle

gelangt, Zeit und Gelegenheit, sich bis zu einem gewissen Grade selbst zu reinigen. Eine vollständige Sicherheit wird allerdings durch diese Selbstreinigung nicht geboten, und so wird es immer geraten sein, Vorsicht zu üben. Man hat zwar gesagt, daß das Wasser einiger Talsperren (z. B. das der im Jahre 1878 errichteten Gileppesperre von Verviers) seit einer größeren Anzahl von Jahren in ungereinigtem Zustande getrunken wird, ohne daß der Genuß des Wassers nachweislich Infektionskrankheiten veranlaßt hätte, aber dagegen läßt sich mit Recht einwenden (C. Fraenkel), daß ja auch die Hamburger ziemlich ungestraft 50 Jahre hindurch ihr unfiltriertes Elbwasser trinken konnten, ehe die Cholera in mörderischer Weise über sie hereinbrach. Was übrigens gerade die Gileppetalsperre anlangt, so wird von anderer Seite angegeben, daß vor einigen Jahren in Verviers Typhuserkrankungen gehäuft vorgekommen seien, welche erst nach Abschneidung eines Zuflusses zur Sperre aufhörten, der Abwasser einer Typhuskranke beherbergenden Ortschaft führte [57]. Die Standpunkte, welche die Hygieniker und sonstige Sachverständige in bezug auf die Wasserversorgung der Talsperrenfrage gegenüber einnehmen, sind von Gräf [58] kürzlich zusammengestellt worden. Bemerkenswerte Abhandlungen zu dieser Frage haben Kruse [59], Fraenkel und Intze [60], Fraenkel und Graßberger [61] geliefert, von denen vor allem Kruse die Vorzüge bzw. Unbedenklichkeit der Talsperrenwasserversorgung unter bestimmten Voraussetzungen betont. Die Nachteile der Talsperrenwasserversorgung suchen die Aufsätze von Glaß [62], ferner auch Oesten [63] und Hagen [64] darzulegen. Der letztgenannte befürchtet von dem Genuß des weichen Talsperrenwassers Gesundheitsschädigung. Diese Anschauung hat indessen Gärtner [65] in sehr zutreffender Weise als irrig gekennzeichnet (vgl. auch S. 29).

Über die bakteriologische Selbstreinigung des Talsperrenwassers geben hauptsächlich die Arbeiten von Kruse Aufschluß.

In der Remscheider Talsperre wurde der Keimgehalt des Sohlenwassers in der Zeit vom Juli 1900 bis zum Februar 1901 nie höher als 110 pro ccm Wasser gefunden, im Mittel zu 35 Keimen; zur Zeit des durch Schneeschmelze bedingten Hochwassers (März und April 1901) wurden höhere Zahlen im Wasser des Sohlenablaufs gefunden (bis 540 Keime pro ccm), doch stellte sich der Normalzustand in wenigen Wochen wieder her. Die oberflächlichen Wasserschichten enthielten Keime bis zu mehreren Tausend. Im Wasser am Ausfluß der Barmer Talsperre bewegten sich die Monatsmittel der Keimzahlen in den Jahren 1902—1905 zwischen 26 und 960, betrugen aber vorwiegend unter 300 pro ccm. Nach Roch [66] bewegten sich an der Sohle der Remscheider Sperre die Schwankungen der Keimzahlen zwischen 68 und 500 pro ccm, die Monatsmittelzahlen der Keime (im Jahre 1905) zwischen 140—246 pro ccm. Gegenüber den am Einlauf gefundenen Zahlen betrug die Abminderung durchschnittlich etwa 50 Proz. Die sich im Talsperrenwasser abwickelnden biologischen Vorgänge hat Kolkwitz [67], die Vorgänge physikalischer und chemischer Natur Thiesing [68] kurz skizziert.

Eine Reinigung des Talsperrenwassers, welches für Trinkwasserversorgung dienen soll, wird nach dem Gesagten in manchen Fällen nicht zu umgehen sein. Bisweilen kann diese Reinigung sich auf eine „Schönung" des Wassers beschränken, d. h. auf eine Beseitigung von Trübungen, welche durch Tonteilchen und dergleichen, zeitweise aber auch durch reichlich entwickeltes Plankton hervorgerufen werden. In solchen Fällen genügen gewöhnlich Schnellfilter. Soll eine eingreifendere Reinigung vorgenommen werden, so läßt man das aus der Sperre abfließende Wasser Sandfilter [69], ev. unter Vorschaltung von Borchardtschen Tüchern (D. R. P. No. 162698) oder dergleichen zum Abfangen des Planktons, oder Rieselwiesen [70]



passieren. Letztere dürften indessen (soweit die vorliegenden Erfahrungen ein Urteil zulassen) an Zuverlässigkeit hinter gut betriebenen Sandfiltern zurückstehen, denn sie lassen unter Umständen sogar Planktonorganismen in einer Anzahl hindurch, wie es bei Sandfiltern nicht beobachtet zu werden pflegt.

Rieselwiesen finden sich z. B. in Haspe, Ronsdorf, Schwelm und Solingen; Sandfilter in Chemnitz, Gotha, Remscheid; Schnellfilter in Altena, Gavelsberg und Teplitz-Schönau.

Die wirtschaftliche Seite des Talsperrenbaues hat Wulff [71] ausführlich behandelt.

Literatur zu V:

1) Werke über Wasserversorgung. Lueger: Die Wasserversorgung der Städte. 1. u 2. Abt., Leipzig (Kröner), 1890 u. 1908; Frühling, Die Wasserversorgung der Städte. 3. Bd. des 3. Teiles des Handb. d. Ingenieurwissenschaften. Leipzig (Engelmann), 4. Aufl., 1904; Debauve et Imbeaux, Assainissement des Villes. Distributions d'Eau. Tome 1—3 avec Planches. Paris (Dunod), 1905—1906; Weyl, Die Betriebsführung von Wasserwerken. Leipzig, 1909 (Klinkhardt); F. König, Anlage und Ausführung von Wasserleitungen und Wasserwerken. 3. Aufl. Leipzig (Wigand) 1901; Gerhard, The Water Supply, Sewerage and Plumbing of Modern City Buildings. Chapt. V u. VI. New-York, 1910.
2) Denecke, Viertelj. f. ger. Medizin 1908, **35**, 361.
3) Wernicke und Weldert, Mitteil. der K. Prüfgsanst. f. Wasservers. 1907, **8**, 176.
4) Heim, Journ. f. Gasbel. und Wasservers. 1905, S. 1091; Weber, ebenda 1906, S. 229; Wolff, ebenda, S. 727; König, F., Ernstes und Heiteres über die Wünschelrute. Leipzig (Wigand) 1907; Aigner, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 936 1009, 1144; Ges.-Ing., 1907, S. 173; 1908, S. 708; Rothe, Die Wünschelruthe. Jena (Diederichs) 1910; u. a.
5) Ges.-Ing., 1909, S. 479.
6) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 188.
7) K. B. Lehmann, Vier Gutachten über die Wasservers. Würzburgs. Würzb. 1909; Prausnitz, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 206.
8) Kurth, Z. f. Hyg. 1895, **19**, 8.
9) Loesener, Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1898, **12**, 449; Gesundheitsing. 1901, S. 10; Matthes, Z. f. Hyg. 1903, **44**, 439; Das Gesundheitswesen des Preuß. Staates, Berlin, (Schoetz) 1906, S. 86.
10) Olshausen, Ges.-Ing. 1900, S. 278.
11) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 1141.
12) Ebenda. 1908, S. 366.
13) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 318.
14) Die öffentliche Gesundheitspflege in Wiesbaden. Festschrift Wiesbaden 1908, Abbild. Tafel 11b.
15) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1903, S. 940; 1905, S. 741, 1075 u. 1099.
16) Ebenda. 1904, S. 587.
17) Ebenda. 1905, S. 1278.
18) Ebenda. 1906, S. 899.
19) Ebenda. 1907, S. 281.
20) Ebenda. 1907, S. 687.
21) Ebenda. 1909, S. 191.
22) Ebenda. 1902, S. 484 und 1905, S. 74.
23) Ebenda. 1904, S. 757.
24) Ebenda. 1906, S. 1172.
25) Schroeder, Bericht über die 11. Hauptversammlung des preuß. Med.-Beamtenvereins z. Berlin, 1894, S. 84—113, u. Anlage A zum Bericht der 13. Hauptversamml., 1896, S. 156—172.
26) Kurth, a. a. O. (8).
27) Wever und Finger, Z. f. Med.-Beamte 1902, S. 177.
28) Reichenbach, Hyg. Rundschau 1903, S. 433.

29) Mohr, Ärztliche Sachverständigen-Ztg. 1907, S. 183 u. 209.
30) Finger, Klin. Jahrb. 1908, **19**, 113.
31) Opitz, Anleitung zum Bau gesundheitlich einwandfreier Brunnen. Berlin 1910 (R. Schoetz); Pengel, Der praktische Brunnenbauer. Berlin (Laubsch u. Everth) 1910.
32) A. Thiem, Journ. f. Gasbel u. Wasservers. 1888, S. 18; G. Thiem, Hydrolog. Methoden. Dissertation, Leipzig (J. M. Gebhardt) 1906.
33) Slichter, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1903, S. 230.
34) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1901, S. 317 u. 339; Ges.-Ing. 1902, S. 24.
35) Koenig, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 634 u. 659.
36) Cifka, Ges.-Ing. 1904, S. 269; Richert, ebenda. S. 577; vgl. ferner J. f. Gasbel u. Wasservers. 1903, S. 316; Keilhack, Zeitschrift für prakt. Geologie 1910, S. 125.
37) Lindley, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 717 u. 767 (Grundwasserversorgung) u. S. 844 (Quellwasserversorgung).
38) Kruse, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 6.
39) Lueger, Wasserversorgung der Städte. Darmstadt 1890, S. 453; Frühling, Handb. d. Ingenieurwissenschaften. 3. Bd. Die Wasserversorgung der Städte. 4. Aufl. Leipzig 1904, S. 179.
39a) Imhoff, Die Reinhaltung der Ruhr. Essen-Haarfeld 1910.
40) Schill u. Renk, Jahresber. d. Gesellsch. f. Natur- u. Heilk. in Dresden 1895—96; Kruse, Zentralbl. für allgem. Ges.-Pflege 1900, **19**, 113; Hammerl. ebenda, S. 395; K. B. Lehmann, Vier Gutachten über die Wasserversorgung Würzburgs. Würzburg 1900; Springfeld, Dtsche. Viertelj. f. öffentl. Ges.-Pfl. 1903, S. 568; Wolf, Arb. a. d. K. hyg. Instit. zu Dresden 1903, I, 291; Bärenfänger, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1905, S. 28; Gaffky, Gutachten aus der Denkschrift über die neue Grundwasserversorgung der Stadt Worms. Worms 1905, S. 87; Prausnitz, Zentralbl. f. allgem. Ges.-Pflege 1908, **27**, 377; Derselbe, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 161; Kruse, ebenda. S. 1.
41) Meinert, Jahresber. d. Ges. f. Natur- u. Heilk. zu Dresden 1899—1900.
42) Kruse, a. a. O. 1908.
43) Richert, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1900, S. 718 und Les eaux souterraines de la Suède. Bruxelles (Hayez) 1910, vergl. auch Reichle, Journ. f. Gasbel. und Wasservers. 1910, S. 699.
44) Gerhardt, Gewässerkunde (Handb. d. Ingenieurwissensch.). 4. Aufl., 1905, S. 96.
45) Halbertsma u. Spieser, Die Wasservers. Wiesbadens. Festschr. Wiesb. 1908 (Bergmann), S. 12.
46) Martini, Arch. f. Hyg. 1901, **40**, 266.
47) Herzberg, Gesundheitsing. 1901, S. 359.
48) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1904, S. 346.
49) Finger, Klin. Jahrb. 1908, **19**, 113.
50) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 1094.
51) Kolkwitz, Hygien. Rundschau 1907, S. 143.
52) Forel, Internat. Revue der ges. Hydrobiol. u. Planktonk. 1908, I, 525.
53) Intze, Die geschichtliche Entwickelung, die Zwecke und der Bau der Talsperren. Berlin, Verl. von Jul. Springer, 1906.
54) The Engineering Record 1908, p. 749.
55) Link, Über den Betrieb von Talsperren in Th. Weyl: Betriebsführung städt. Werke 1909, Bd. I, Leipzig (Klinkhardt), S. 68ff.
56) Lueger, Wasserversorgung der Städte 1892, S. 316ff.; Ziegler, Der Talsperrenbau, 2. Aufl., Berlin (W. Ernst & Sohn) 1910.
57) Roth, Viertelj. f. ger. Med. 1909, **37**, 1. Suppl., S. 209.
58) Graef, Z. f. Hyg. 1909, **62**, 461.
59) Kruse, Zentralbl. f. allgem. Gespfl. 1901, **20**, 145; Z. f. Hyg. 1908, **59**, 50.
60) Fraenkel u. Intze, Dtsche. Viertelj. f. öff. Gespfl. 1901, **33**, 30.
61) Fraenkel, Bericht über den XIV. internat. Kongreß f. Hyg. im Sept. 1907, Band III, S. 222 (Berlin, Hirschwald, 1908); Graßberger, ebenda, S. 230.
62) Glaß, Ges.-Ing. 1901, S. 207, 223 u. 245.
63) Oesten, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1905, S. 1142.
64) Hagen, Ges.-Ing. 1902, S. 96.
65) Gaertner, Ges.-Ing. 1902, S. 175.
66) Roch, Wasser und Abwasser, 1909, I, 145.

67) Kolkwitz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1905, S. 934.
68) Thiesing, ebenda, 1909, S. 75.
69) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1903, S. 997 u. 1904, S. 210.
70) Kolkwitz u. Thiesing, Mitteil. a. d. k. Prüfungsanst. 1905, 5, 130.
71) Wulff, Die Talsperren-Genossenschaften im Ruhr- u. Wuppergebiet. Jena 1908 (Gustav Fischer).

VI. Die Reinigung und Verbesserung des Trinkwassers.

Die Reinigung und Verbesserung eines Wassers kann sich nach folgenden Richtungen hin erstrecken:

1. Beseitigung oder Minderung der schwebenden ungelösten Bestandteile;
2. Beseitigung oder Minderung gewisser (wirklich oder kolloidal) gelöster Stoffe;
3. Vernichtung oder Entwicklungshemmung vorhandener lebender Organismen (s. Kapitel VII);
4. Verbesserung der Temperatur (s. S. 108 u. 120).

Die Verbesserung der übrigen physikalischen Eigenschaften (Geruch, Geschmack, Durchsichtigkeit, Farbe) fällt bereits unter die Punkte 1 und 2.

A. Die Beseitigung der im Wasser schwebenden ungelösten Bestandteile.

Die Grenze zwischen gelösten und ungelösten Stoffen ist bekanntlich keine scharfe, da manche an und für sich wasserunlöslichen Stoffe unter Umständen kolloidal gelöst existieren können.

In diesem Abschnitt soll nur von den Stoffen die Rede sein, welche nach der allgemeinen Anschauung als ungelöst gelten und welche, in genügender Menge vorhanden, ein Wasser trübe machen können*). Trübungen in reinem, für Trinkzwecke überhaupt in Frage kommendem Wasser werden gewöhnlich hervorgerufen durch Beimengungen von tonigen Bestandteilen, durch organischen Detritus und durch Kleinlebewesen, welche wir im Oberflächenwasser unter dem Namen Plankton zusammenzufassen pflegen. Eine nur durch Bakterien hervorgerufene Trübung kommt in solchen Wässern kaum vor, da der Bakteriengehalt eines Wassers schon viele Millionen pro ccm betragen müßte, um eine deutlich sichtbare Trübung zu erzeugen.

Trübungen des Wassers verlangen eine Beseitigung sowohl aus ästhetischen wie auch oft aus sanitären Gründen. Die einfachste, vielfach aber nur unvollkommen wirkende Klärmethode ist das Absitzenlassen des Wassers, das Sedimentieren.

1. Absitzverfahren.

Durch Absitzenlassen wird, wie gesagt, nur eine ziemlich oberflächliche Reinigung des Wassers erzielt. Ein Teil der Schwebestoffe setzt sich zwar nach kürzerer oder längerer Zeit zu Boden, gewisse Stoffe werden aber häufig auch in letzterem Fall nicht zum Sedimentieren gebracht. Es spielt sich dann, nur in anderen Mengenverhältnissen, derselbe Vorgang ab, welchen Steuernagel [1] beim Abwasser genauer studiert und in Form einer Kurve („Sedimentierungskurve") zur Anschauung gebracht hat. Die Klärung erfolgte bei seinen Versuchen mit Abwasser zunächst ziemlich rasch; nach einer Stunde waren bereits 65 Proz. der Schwebestoffe ausgeschieden. Nach

*) Von Trübungen durch Eisen sei hier zunächst abgesehen.



3 Stunden war dieser Wert aber nur auf 70 Proz. erhöht, nach 12 Stunden auf annähernd 80 Proz., d. h. 20 Proz. der Schwebestoffe konnten innerhalb von 12 Stunden überhaupt nicht ausgeschieden werden.

Ein durch erdige oder tonige Beimengungen getrübtes Wasser braucht oft mehrere Tage, bis es klar geworden ist. Die sich bei dieser Klärung abspielenden Prozesse sind offenbar nicht ganz einfacher Natur und würden eine nähere Untersuchung lohnen. Daß kolloidale Substanzen dabei eine besondere Rolle spielen, ist sicher. Im großen sehen wir diesen Sedimentationsvorgang sich in den Seen und Stauweihern abspielen.

Vom hygienischen Standpunkt kann man die Reinigung eines Oberflächenwassers für Trinkzwecke lediglich durch Sedimentierbecken nur in Ausnahmefällen (vgl. S. 67) für zulässig erachten, obgleich bei längerem Verweilen des Wassers in den Becken nicht nur eine mechanische Reinigung stattfindet, sondern auch eine biologische beginnt. Welche schlechten Erfahrungen man mit dem Absitzverfahren allein machen kann, hat die Hamburger Choleraepidemie gezeigt. Dagegen sind Sedimentierbecken als Vorreinigung bei einem gründlicheren Reinigungsverfahren wohl zu empfehlen. Da man in diesem Falle auch keine maximalen Effekte beansprucht, so brauchen die Becken, welche zweckmäßig auf langsamen Durchfluß (wenige Millimeter in der Sekunde), d. h. für kontinuierlichen Betrieb eingerichtet sind, auch nicht allzu groß angelegt zu werden. Im allgemeinen dürfte es genügen, wenn das den Sedimentierraum betretende Wasserteilchen sich 3—12 Stunden in demselben aufhält, ehe es zum Abfluß gelangt. Danach berechnen sich ohne weiteres die Dimensionen der Sedimentierbehälter. Die Erfahrung, welche man beim Abwasser gemacht hat, daß nämlich ein Abwasser sich um so besser mechanisch durch Klärbecken reinigen läßt, je konzentrierter es ist, läßt es auch verständlich erscheinen, daß die für die Trinkwasserversorgung in Frage kommenden minder „konzentrierten", d. h. verhältnismäßig wenig Schwebestoffe enthaltenden, verunreinigten Oberflächenwässer für die Reinigung durch Sedimentation geringe Angriffspunkte bieten. Die spärlich vorhandenen suspendierten Stoffe fallen nur langsam und mangelhaft aus. Man hilft daher in solchen Fällen bisweilen nach durch Zusatz von Chemikalien, welche mit den im Wasser normalerweise vorhandenen chemischen Bestandteilen Präzipitate bilden, die niedersinkend die übrigen Schwebestoffe mit sich reißen. Von den für diese Zwecke empfohlenen Stoffen wird hauptsächlich das Aluminiumsulfat benutzt, ev. noch Kalk und gewisse Eisensalze (z. B. Ferrisulfat). Bitter [2] hat auch das Kaliumpermanganat empfohlen.

Das Aluminiumsulfat setzt sich mit dem fast in jedem Wasser vorhandenen Kalziumkarbonat zu schwefelsaurem Kalk, Tonerdehydrat und freier Kohlensäure um, etwa nach folgender Formel:

$$Al_2(SO_4)_3 + 3CaCO_3 + 3H_2O = Al_2(OH)_6 + 3CO_2 + 3CaSO_4.$$

Das in lockeren Flocken ausfallende Tonerdehydrat reißt die Trübungen mit zu Boden.

Andere Fällungsmittel, wie z. B. das von Schweikert hergestellte und empfohlene kolloidale Eisenhydroxyd [3], sind, soviel dem Verf. bekannt, bisher im großen nicht angewandt worden.

Daß diese Mittel mit den sonstigen Schwebestoffen auch einen Teil der Bakterien ausfällen, liegt auf der Hand. Je langsamer die Stoffe niedersinken, um so mehr Mikroorganismen werden mit niedergerissen [4], doch



genügen auch langsam wirkende Fällungsverfahren gewöhnlich nicht, um ein Wasser ausreichend bakteriologisch zu reinigen. Man benutzt daher die Klärung mittelst Chemikalien heute ebenfalls nur als Vorbereitung oder Unterstützung bei anderen, gründlicheren mechanischen Reinigungsverfahren, also in erster Linie bei der Wasserfiltration.

Das „Ferrochlorverfahren" wird weiter unten Erwähnung finden (S. 109).

2. Filtration.

Die Filter, welche lediglich zum „Schönen" des Wassers, d. h. zum Abfangen sichtbarer Trübungen dienen, werden bei der Enteisenung des Wassers besprochen werden. Im folgenden soll von denjenigen Filtereinrichtungen die Rede sein, welche auch die dem unbewaffneten Auge nicht sichtbaren Schwebestoffe des Wassers, die Mikroorganismen, ganz oder nahezu völlig zurückzuhalten vermögen.

a) Natürliche Bodenfiltration. Die Vorgänge bei der natürlichen Bodenfiltration mußten schon oben bei der Besprechung der Wasserversorgung durch Brunnen und Quellen berührt werden. Sie haben mit den sich bei der künstlichen Sandfiltration abspielenden Prozessen vieles gemeinsam, unterscheiden sich aber doch in einigen wesentlichen Punkten. Zunächst pflegt die Mächtigkeit des zur Verfügung stehenden natürlichen Bodenfilters eine weit größere zu sein, als sie es bei der künstlichen Sandfiltration ist, sodann sind wir häufig nicht darüber unterrichtet, ob das Bodenfilter auch überall eine so homogene Beschaffenheit zeigt, wie wir sie unseren Sandfiltern verleihen können, und schließlich pflegt im Brunnenbetrieb die Filtration im Boden sich in horizontaler Richtung zu bewegen, während wir bei der künstlichen Sandfiltration gewöhnlich von oben nach unten das Wasser durch die Filter schicken. Letzteres bringt es mit sich, daß wir die Einhaltung eines bestimmten Filtrationsdruckes besser in der Hand haben als beim Bodenfilter. Die Vermeidung von Druckschwankungen ist aber von fundamentaler Bedeutung für das Ergebnis der Filtration. Nur bei einem kontinuierlichen, von solchen Schwankungen freiem Filterbetriebe dürfen wir auf gute Resultate in bakteriologischer Beziehung rechnen. Darum wird auch die bakteriologische Untersuchung eines intermittierend betriebenen Einzelbrunnens (Hausbrunnens) nur in Ausnahmefällen niedrige Bakterienzahlen ergeben (vgl. S. 137).

Die Voraussetzung, von der man bei der Benutzung der filtrierenden Kraft des Bodens bisher immer ausgegangen ist, war die von Koch, C. Fränkel [5] u. a. festgestellte Tatsache, daß gewachsener, feinkörniger Boden normalerweise in gewisser Tiefe (etwa 3,5—4 m) unter Terrain bakterienfrei ist, und daß deshalb Grundwasser aus diesen Bodenschichten sich ebenfalls durch Keimfreiheit auszeichnet [6]. Man hat daher fast stets das Filtrat, also das Grundwasser, einer bakteriologischen Untersuchung unterzogen, um über die filtrierende Kraft des betreffenden Bodens Aufschluß zu erhalten. Kabrhel [7] ist aber wieder darauf zurückgegangen, den Filtrationseffekt durch bakteriologische Untersuchung des Bodenfilters selbst festzustellen.

Er fand, daß die Zahl der Bakterien von der Oberfläche an bis zu einer Tiefe von 1,3—1,5 m zwar auf unbedeutende Werte fällt, daß aber eine weitere, gesetzmäßige Abnahme der Keimzahl nicht stattfindet, sondern daß sogar wieder erhebliche Steigerungen eintreten können, und daß die Befunde auch innerhalb eines begrenzten Boden-



bezirkes unter Umständen stark variieren. In einem Terrain, dessen „ideale Reinheit“ ohne Zweifel dastand (diluviales, waldiges Terrain), fanden sich z. B. in 1 ccm Boden bei 4 m Tiefe noch 30520, bei 5,1 m Tiefe noch 3200 Keime. Diese Schichten lagen noch oberhalb des Grundwassers. Besonders der Boden in der Umgebung der Baumwurzelausläufer war Sitz einer reichen bakteriellen Vegetation. Innerhalb der wasserführenden Schichten bewegten sich die Keimzahlen zwischen 300 und 600 für den ccm Boden, obgleich diese Schichten nach den üblichen Ansichten eigentlich hätten keimfrei sein sollen. Ähnliche Befunde wurden bei der Untersuchung von alluvialen und landwirtschaftlich genutzten Böden gefunden.

Ein nach dem Vorgang Fränkels ausgeführter Pumpversuch und gleichzeitige Bodenuntersuchungen nach Kabrhels Methode ergaben das auffallende Resultat, daß im Bereiche des Grundwassers die Bodenschichten zwar eine ziemlich reichliche bakterielle Vegetation aufwiesen, das geförderte Wasser aber trotzdem steril war. Kabrhel sucht diesen Widerspruch aufzuklären und stellt, gestützt auf die geschilderten Versuche, eine neue Grundlage für die Beurteilung der Reinheit des Grundwassers auf [8]. Eine Nachprüfung und Bestätigung der Kabrhelschen Untersuchungen ist, soweit dem Verf. bekannt, bisher nicht erfolgt.

Für die Praxis von einstweilen größerer Bedeutung sind Versuche, welche über die Durchlässigkeit von Bodenfiltern für spezifische Keime angestellt worden sind. Man hat hier gewöhnlich farbstoffbildende Bakterien benutzt, hauptsächlich den B. prodigiosus, obgleich sich gegen die Verwendung solcher Farbstoffbildner mannigfache Bedenken geltend machen lassen [9], wenigstens soweit quantitative Bestimmungen desselben in Frage kommen.

Die Versuche von Kruse (und Bruns), bei welchen der B. prodigiosus eine mehr als 50 m dicke Schicht des Ruhrkieses passierte, sind bereits oben erwähnt (vgl. S. 60). Auch bei den Vorarbeiten für die Erweiterung der Wasserversorgung Berlins sind von Proskauer an den Brunnengalerien in Tegel und am Müggelsee Versuche mit dem B. prodigiosus gemacht worden, bei welchen sich ergab, daß ein allerdings sehr geringer Bruchteil der in das Grundwasser gebrachten Keime eine Strecke von 30 m groben Sandes zu durchwandern vermochte [10].

Bei der natürlichen Bodenfiltration sind jedenfalls zwei Dinge immer scharf voneinander zu scheiden, die vertikale und die horizontale Filtration. Nach dem, was oben bei der Besprechung der Theorien über die Grundwasserbildung, im besonderen über die Infiltrationstheorie gesagt ist, wird man die Gefahr des Eindringens pathogener Keime in das Grundwasser in der vertikalen Richtung wohl nicht überschätzen dürfen, vorausgesetzt, daß es sich um einen feinkörnigen Boden von homogener Struktur handelt und die filtrierende Schicht eine Mächtigkeit von mindestens 3 bis 4 m besitzt. Bedeutungsvoller erscheint die Filtration in horizontaler Richtung, zumal wenn die Filtrationsgeschwindigkeit durch Erhöhung des Grundwasserspiegelgefälles (starke Absenkung in den Brunnen) erheblich gesteigert ist.

Nach den Angaben Kabrhels beträgt die Schnelligkeit der vertikalen Filtration unter den gewöhnlichen Verhältnissen der Regenniederschläge und der Bodenkapazität (nach Hofmann [11]) etwa 0,3—0,5 cm, die horizontale Filtriergeschwindigkeit soll dagegen in sandigen und kiesigen Alluvionen bei mittleren Gefällsverhältnissen 50—500 cm pro Tag betragen (vgl. S. 59).

b) Künstliche Filtration. Es liegt auf der Hand, daß die bei der künstlichen Filtration obwaltenden Verhältnisse der Untersuchung weniger Schwierigkeiten in den Weg legen als die Verhältnisse der natürlichen Bodenfiltration. Immerhin bedürfen auch auf diesem Gebiet noch manche Lücken unseres Wissens der Ausfüllung.



a) Langsame Sandfiltration.

Die ersten Sandfilter für zentrale Wasserversorgung wurden 1829 in London von James Simpson angelegt. Diese Art der Wasserreinigung hat also, wie so manche andere hygienische Einrichtung, ihren Einzug von England her bei uns gehalten. Die langsame Sandfiltration wird daher wohl auch bisweilen noch die englische Sandfiltration genannt. Mit dem Aufkommen der bakteriologischen Wasseruntersuchung mußte sich das Interesse der Bakteriologen naturgemäß auch den Vorgängen im Sandfilter zuwenden, durch welche eine Herabsetzung der Keimzahlen des Wassers erreicht wird.

Grundlegend für die Erklärung der Sandfilterwirkung sind die Versuche Piefkes [12] geworden, der zuerst in Deutschland die Methoden der bakteriologischen Forschung in systematischer Weise zum Studium der Filtrationsvorgänge benutzte.

Wegen physikalischer Eigenschaften des Sandes vgl. u. a. Köhler [13].

Daß aneinandergelagerte Sandkörner, selbst wenn es sich um einen Sand von sehr geringer Korngröße handelt, kein bakteriendichtes Filter abgeben können, lehrt am besten ein Blick durch das Mikroskop. Schwemmt man z. B. Sandkörnchen von weniger als 0,3 mm Durchmesser in etwas Wasser auf und fügt zu der Suspension ein wenig von einer Reinkultur des Bacillus Megatherium (bekanntlich eines der größeren Bakterien von einer Länge bis zu 5 μ), so ergibt sich ein Bild, wie es Fig. 14 etwas schematisiert, aber in den Größenverhältnissen richtig, zeigt. Man sieht daraus, wie verschwindend klein die Megatheriumstäbchen gegenüber den Sandkörnchen sind, so daß sie mit Leichtigkeit zwischen den sich nur unvollkommen berührenden Sandkörnchen durchschlüpfen können.

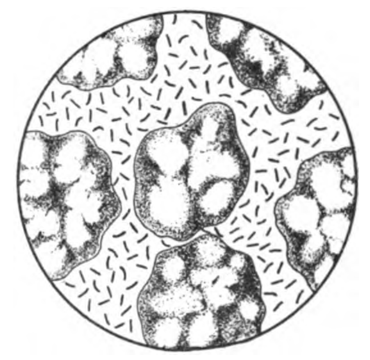


Fig. 14. Feinste Sandkörnchen mit dazwischen gelagerten großen Stäbchenbakterien (halbschematisch).

Alle Untersuchungen an überstauten Sandfiltern ergaben denn auch, daß der Filtrationseffekt anfangs ein sehr mangelhafter ist. Allmählich bildet sich dann auf der Oberfläche der Sandschicht ein dünner Belag von Detritus, Algen, Bakterienverbänden usw., und diese sekundär entstandene „Filterhaut" soll dann derjenige Teil des Filters sein, dem die eigentlich filtrierende Fähigkeit, besonders auch im Hinblick auf das Zurückhalten der Mikroorganismen, zufällt. Nach Ausbildung der Filterhaut ist das Filter „eingearbeitet" und leistet nun Zufriedenstellendes, wenn durch geeignete Maßnahmen die Kontinuität der Filterhaut bewahrt bleibt.

Über den Einfluß der Algen auf den Filtrationsvorgang vgl. Strohmeyer [14].

Nach längerer Benutzung geht die Durchlässigkeit des Sandfilters allmählich zurück, so daß der Druck der über dem Filter stehenden Wassersäule, welcher während des Filtrationsprozesses langsam, aber stetig wächst, so groß wird, daß die Gefahr des Zerreißens der Filterhaut entsteht. Das Filter hat sich „tot gearbeitet". Dann muß der Filterprozeß unterbrochen, die Filterhaut entfernt und eine neue Filtrationsperiode eingeleitet werden.

Daß die Filterhaut das alleinige filtrierende Agens ist, erscheint nach

den Untersuchungen von Reinsch [15] und anderen nicht wahrscheinlich. Reinsch konnte zeigen, daß die Dicke der Sandschicht für den Filtrationseffekt doch nicht gleichgültig ist, daß vielmehr mit abnehmender Sandschichthöhe die durchschnittliche Keimzahl des Filtrates steigt. Schon Fränkel [16] hat übrigens betont, daß auch die unmittelbar unter der Filterhaut befindlichen Sandschichten für die Filterwirkung von Bedeutung sind, indem die „verschleimten Sandpartikelchen auf die mit der Strömung vorübereilenden Mikroorganismen wie Leimruten wirken". Vgl. dazu auch die Ausführungen von Pennink [17].

Wenn auch die „Filterhaut" den größten Teil der Bakterien des Rohwassers abfängt, so läßt sie doch immerhin noch eine nicht unbeträchtliche Anzahl passieren. So fand Reinsch in einem Versuch im Filtrat, welches kurz unterhalb der Filterhaut entnommen war, noch 29 Proz. der im Rohwasser enthaltenen Keime, 400 mm tiefer nur noch 0,1 Proz. Augenscheinlich setzen sich also die Filterporen auch noch bis in größere Tiefen des Filters hinein allmählich zu, so daß dieser Teil des Filters nicht lediglich oder vorwiegend als Stützschicht für die Filterhaut dient, sondern sich auch zu einem gewissen Teil aktiv an der entkeimenden Wirkung des Filters beteiligt. Nach Reinsch sollte die Höhe der Sandschicht daher im Filter stets mindestens 400—600 mm betragen.

Kruse [18] hält die allgemeine Verschleimung des Filtersandes für den Filtrationseffekt für maßgebender als die Ausbildung der Filterhaut selbst und bezeichnet auf Grund eigener Versuche die Ansicht, daß frischer Sand Bakterien so gut wie gar nicht zurückhält, als irrig. Es sei, um sich davon zu überzeugen, nur notwendig, die Filterschicht hoch genug (60—80 cm) und als Testobjekte spezifische Bakterien zu wählen, da sich die gewöhnlichen Wasserbakterien im Filter selbst in unkontrollierbarer Weise vermehren und aus diesem z. T. ausgespült werden. Die einfache Keimzählung läßt nach ihm die Filterwirkung stets in zu ungünstigem Lichte erscheinen, denn das Filter gibt häufig einen Teil der Keime, die es in der ersten Zeit festgehalten hat, später wieder frei. Von Einfluß auf die Menge der im Filtrat erscheinenden Keime ist ferner die Filtrationsgeschwindigkeit im Filter, vor allem etwaige Schwankungen dieser Geschwindigkeit, durch welche eine Zerstörung der Filterhaut und ein Aufrühren der im Sande abgelagerten Keime, Detritusmassen usw. zu befürchten ist. Die Hauptaufgabe einer gut geleiteten Filtration besteht also darin, die Abflußmengen aus dem Filter konstant zu halten. Die Filtrationsgeschwindigkeit soll im allgemeinen 100 mm in der Stunde (= 2,4 m pro Tag) nicht überschreiten, eine Geschwindigkeit, bei welcher also jeder qm Filterfläche in der Stunde 100 Liter, pro Tag also 2,4 cbm filtriertes Wasser liefert.

Die Frage über die Beziehungen zwischen dem Bakteriengehalt des Rohwassers und der Anzahl der im Filtrat erscheinenden Bakterien ist verschieden beantwortet worden. Fränkel [19] und Kabrhel [20] sprechen sich für ein solches Abhängigkeitsverhältnis aus; Reinsch [21] meint, daß unter sonst gleichen Bedingungen der Keimgehalt des Rohwassers ohne Einfluß auf den Keimgehalt des Filtrates ist, wenn ersterer etwa zwischen 10000 und 200000 liegt. Bei einem höheren Bakteriengehalt stellt er einen Einfluß nicht in Abrede. Bemerkenswert ist, daß Keimsteigerungen im Filtrate bisweilen nur zu gewissen Jahreszeiten beobachtet werden,

während sonst die wachsende Keimzahl des Rohwassers ohne Einfluß auf die Anzahl der Bakterien im Filtrat ist [22]. Bei der bakteriologischen Kontrolle sollte stets darauf geachtet werden, ob die im Filtrat erscheinenden Bakterien einer Spezies angehören oder eine bunte Flora darstellen. Letzteres spricht gewöhnlich mehr für ein Durchtreten von Keimen aus dem Rohwasser. Nach den Beobachtungen von Kurth [23] machen sich plötzliche Steigerungen der Keimzahl des Rohwassers meistens nur im Beginn der Filterperiode im Filtrat bemerkbar.

Der Standpunkt, den man in dieser Frage einnehmen soll, ist deswegen von einer gewissen praktischen Bedeutung, weil, wenn man einen Zusammenhang zwischen den beiden Werten leugnet, es auch zwecklos ist, den Filtrationseffekt durch die Relation zwischen Menge der Keime im Filtrat und im Rohwasser auszudrücken oder nach dieser Richtung hin bestimmte Forderungen aufzustellen. Die Praxis sieht in der Tat besser von dem jeweiligen Bakterienreichtum des Rohwassers ganz ab und duldet nur einen gewissen absoluten Maximalgehalt an Bakterien im Filtrat der künstlichen Sandfilter.

Diese Grenzzahl [24], die zwar eine willkürliche ist, sich in der Praxis aber im allgemeinen doch bewährt hat [25], beträgt 100 Keime pro ccm Filtrat, d. h. aus einem ccm Filtrat dürfen sich auf einer nach Vorschrift hergestellten Nährgelatineplatte nach 48 Stunden langer Aufbewahrung der Platte bei 20—22° C nicht mehr als 100 Kolonien entwickeln, deren Anzahl durch Zählung mit der Lupe festgestellt wird. In neuester Zeit hat man auch (z. B. in einigen französischen Filterwerken) den quantitativen Nachweis des Bacterium coli im Filtrat als Kriterium für eine genügende oder ungenügende Filterwirkung benutzt [25a].

Die anfänglich von manchen Seiten gehegte Vorstellung, daß die Sandfilter alle Keime des Rohwassers zurückhielten (daß die im Filtrat erscheinenden Keime also nur aus dem Filter selbst herrührten), ist durch die grundlegenden Untersuchungen von Fränkel und Piefke [26] zerstört. Kabrhel [27] hat die Fränkelschen Resultate bestätigt. Fränkel und Piefke experimentierten an Sandfiltern von kleinen Dimensionen mit Reinkulturen von farbstoffbildenden Bakterien, von Typhusbazillen und Choleravibrionen. Wenn auch nach diesen Versuchen die Sandfilter keinen absoluten Schutz gegen etwaige im Rohwasser vorhandene pathogene Keime verleihen, so schätzt Fränkel den relativen Schutz bei rationellem Betrieb der Filter doch ziemlich hoch ein.

Nach ihm würde nämlich von 1000 spezifischen Keimen, nach Kabrhel sogar (im günstigsten Fall) von etwa 7000 spezifischen Keimen nur einer Aussicht haben, in das Filtrat zu gelangen. Daß der Schutz, welchen eine gut geleitete Sandfiltration bietet, trotzdem sie nicht absolut keimdicht arbeitet, praktisch ausreicht, liegt auch vielleicht mit an dem Umstande, daß ja die in verunreinigtem Wasser vorhandenen Bakterien zu einem großen Teil an den organischen suspendierten Partikeln haften [28], und auch die pathogenen Bakterien sich vielfach zu Haufen zusammengeballt (an Kotteilchen oder Schleimflocken) im Wasser finden. Diese „Bakterienklümpchen“ (Schreiber) werden natürlich durch die Filter sicher zurückgehalten. Von diesem Gesichtspunkt aus wäre typhusbazillenhaltiger Harn als eine viel gefährlichere Quelle der Wasserverunreinigung anzusehen als der infektiöse Stuhl.

Was die Technik der langsamen Sandfiltration anbelangt, so finden sich ausführliche Angaben hierüber bei Hazen [29], Fuertes [30], Imbeaux [31], J. König [32] u. a. Hier mögen folgende kurze Bemerkungen genügen. Das Wasser, welches zweckmäßig vorher Sedimentierungsbecken passiert hat, wenn es nicht schon aus einem die Rolle des Sedimentierbeckens übernehmenden See stammt (wie es z. B. bei den früheren Berliner Sandfilterwerken am Müggel- und Tegeler See der Fall war), wird auf die Filter geleitet, deren Größe sich natürlich aus dem Wasserbedarf und der Filtrationsgeschwindigkeit ergibt. Die Filterfläche ist in einzelne, voneinander unabhängige Filter zu zerlegen. Jedes Filter muß für sich ausgeschaltet werden können, und das Filtrat jedes einzelnen Filters muß sich im Interesse der Kontrolle gesondert auffangen lassen. Etwa ein Viertel der Filterfläche ist als Reserve zu rechnen. In Gegenden mit kalten Wintern ist eine Überwölbung der Filter geboten. An und für sich wären sonst offene Filter, welche der Luft und dem Licht ungehinderten Zutritt lassen, vorzuziehen, wenn sich nicht bei starker Besonnung leicht eine lästige Algenflora im Wasser bildete. Während in England fast nur offene Filter existieren, hat eine Anzahl der mit Sandfiltern versehenen deutschen Wasserwerke sich von vornherein oder später für die geschlossene Ausführungsart entschieden.

Die Filter bestehen aus den gemauerten, wasserdichten Bassins mit einer Sohle aus Beton und dem eigentlichen Filtermaterial. Auf dem Boden des Bassins sind mit Öffnungen versehene Drainagekanäle angelegt, welche das filtrierte Wasser sammeln. Über diesen erhebt sich das Filtermaterial, von unten nach oben in folgender Reihenfolge: Feldsteine, grober Kies, mittlerer Kies, feiner Kies, Grobsand und Feinsand. Von besonderer Bedeutung für den Filtrationsvorgang ist die oberste Feinsandschicht, deren Korngröße gewöhnlich zwischen 0,3 und 0,4 mm schwankt. Die Höhe dieser Sandschicht soll im frischen Filter mindestens etwa 60 cm betragen, die übrigen Materialien dienen als Stützschichten. Die Gesamthöhe des Filtermaterials beträgt gewöhnlich etwa 150 cm oder mehr. Das Material muß vor dem Einbringen in die Filter gewaschen werden.

Bei der Inbetriebsetzung wird das Filter zunächst von unten mit filtriertem Wasser beschickt, damit die Luft aus dem Filter verdrängt und eine Verunreinigung des Filtermaterials vermieden wird. Nachdem das Wasser einige Dezimeter über die Sandoberfläche angestiegen ist, läßt man von oben das Rohwasser zufließen. Dieser Zufluß erfolgt durch in die Filterschichten eingebettete, nach oben offene, am Auslauf trichterförmig gestaltete Rohre, welche nur wenig über die Filterfläche hervorragen. Ihre nächste Umgebung ist, um eine Aufwirbelung des Sandes zu vermeiden, mit Platten oder dergleichen bedeckt. Das Rohwasser wird über den Filtern bis zum Überlauf angestaut und nun das Filter mit dem Wasser eine gewisse Zeit (bis zu zwei Tagen) sich selbst überlassen, um die Bildung der Filterhaut vorzubereiten. Dann wird das Filter mit geringer Geschwindigkeit angelassen und diese allmählich bis zu der vorgeschriebenen, bezw. maximal erlaubten, gesteigert. Die regelmäßige bakteriologische Untersuchung des Filtrates gibt den Zeitpunkt an, von welchem das Filtrat dem Reinwasserbehälter zugeführt und für die Trinkwasserversorgung verwendet werden darf. Dieser Zeitpunkt wird zum Teil empirisch festgelegt werden müssen, da ja die Ergebnisse der bakteriologischen Untersuchung viel zu spät erhalten werden, als daß eine jedesmalige Feststellung sich durchführen ließe. Die vor diesem Zeitpunkt ablaufenden Mengen sind vom Leitungsnetze fern zu halten.

Um ein gleichmäßig keimarmes Filtrat zu erzielen, ist es, wie schon erwähnt, dringend notwendig, die Filtrationsgeschwindigkeit tunlichst konstant zu erhalten, d. h. durch das Filter in der Zeiteinheit stets die gleiche Quantität Wasser durchtreten zu lassen. Dies erreicht man, indem man zwischen Filter und Reinwasserbehälter Reguliervorrichtungen einschaltet, von denen es verschiedene Konstruktionen gibt. Sie werden teils



von Hand betrieben, teils arbeiten sie automatisch mit Hilfe von Schwimmervorrichtungen usw. Fig. 15 zeigt eine solche Reguliervorrichtung nach Lindley. Da sich das Filter allmählich zusetzt, d. h. undurchlässiger wird, muß zur Erzielung der gleichen Menge Filtrats allmählich der Filtrationsdruck gesteigert werden. Der Druck darf aber ein gewisses Maximum (gewöhnlich ca. 60—100 cm Wasserhöhendifferenz zwischen der Wasseroberfläche auf dem Filter und der Wasseroberfläche in der dem Filter nachgeschalteten Kontroll- oder Regulierkammer) nicht überschreiten, da sonst der Bestand der Filterhaut gefährdet wird. Nach Piefke nimmt mit wachsendem Filtrationsdruck gewöhnlich auch die Zahl der Keime im Filtrat zu. Ist das Maximum erreicht, so muß das Filter ausgeschaltet und gereinigt werden. Diese Reinigung erfolgt durch Entleeren des Filters, Abheben der obersten verdichteten Sandschicht in einer Stärke von etwa 2 cm und Lockerung des darunter liegenden Sandes. Danach läßt man das Filter einige Tage

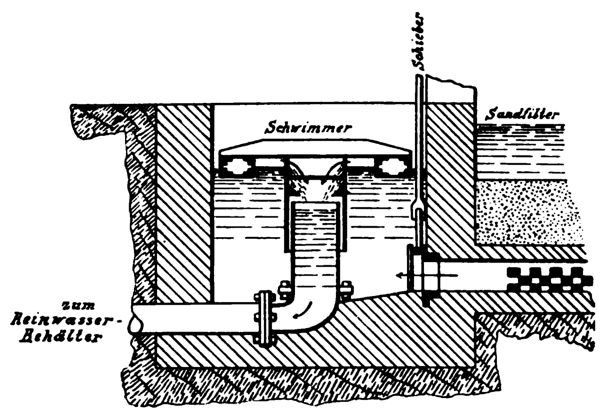


Fig. 15. Reguliervorrichtung nach Lindley.

durchlüften. Pennink (a. a. O.) hält es allerdings für verkehrt, das Filter trocken laufen zu lassen.

Durch das jedesmalige Abtragen der obersten Schicht nimmt die Dicke der Sandschicht immer mehr ab. Ist sie bis auf 30 cm zusammengeschmolzen, so muß das Filter auf jeden Fall mit frischem, gewaschenem Sand wieder aufgefüllt werden.

Zum Waschen des Sandes im Großen sind verschiedene Apparate im Gebrauch (Waschtrommeln, Wasserstrahlapparate usw.). Die zum Waschen des Sandes gebrauchten Mengen von Reinwasser sind nicht unbeträchtlich. In Amerika (Philadelphia) nimmt man neuerdings das Waschen mittelst besonderer Apparate in den Filtern selbst vor, so daß das unhygienische Hinaus- und Hereintransportieren des Sandes durch die Arbeiter fortfällt. Das Verfahren soll außerdem billig sein [33].

Die Zeit zwischen zwei notwendigen Reinigungen eines Filters ist verschieden je nach der Qualität des Rohwassers, besonders nach seinem Gehalt an Detritus und Plankton, welcher wieder von der Jahreszeit abzuhängen pflegt, ferner je nach Filtrationsgeschwindigkeit und Filtrationsüberdruck, Korngröße des Sandes usw. Sie wechselt in Hamburg z. B. zwischen etwa 15 und 80 Tagen.

Die Kontrolle der Sandfilter hat zu erfolgen nach den im Kaiserlichen Gesundheitsamt im Jahre 1899 aufgestellten „Grundsätzen für

die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration" [34] (vgl. Kap. XII). Die kritischen Zeiten im Filterbetrieb sind Anfang und Ende einer Filtrationsperiode. Hier muß die bakteriologische Kontrolle besonders scharf gehandhabt werden. Verdächtig auf Störungen im Filter ist auch eine plötzlich eintretende Druckverminderung.

Ein großer Nachteil der bakteriologischen Kontrolle liegt, wie gesagt, darin, daß ihre Ergebnisse erst 48 Stunden nach der Probeentnahme erhalten werden können, doch ist sie einstweilen nicht zu entbehren (vgl. Kap. XI).

Daß eine mangelhafte Filtration unter Umständen bedenklicher sein kann als eine völlig fehlende, hat die Choleraepidemie in Petersburg im Herbst 1908 erwiesen [35], wo die mit schlecht filtriertem Newawasser versorgten Stadtteile durchschnittlich höhere Erkrankungsziffern an Cholera hatten als die mit unfiltriertem Wasser versorgten. In sämtlichen Filterbassins wurden denn auch virulente Choleravibrionen gefunden, die sich vermutlich daselbst vermehrt hatten.

Reinigung von Oberflächenwasser für zentrale Versorgung durch Sandfiltration findet sich u. a. in folgenden deutschen Städten: Bremen (Weser), Hamburg (Elbe), Lübeck (Wackenitz), Magdeburg (Elbe), Schwerin i. M. (Seewasser), Stralsund (Seewasser). Die größten Sandfilterwerke der Welt besitzt die amerikanische Stadt Philadelphia.

Im allgemeinen besteht die Tendenz, von der Oberflächenwasserversorgung zur Grundwasserversorgung überzugehen.

β) Verfahren mit Vorfiltration. An Stelle der bisher geschilderten Methode der langsamen Sandfiltration hat man neuerdings an einigen Orten Systeme eingeführt, welche Abänderungen des bisherigen Verfahrens darstellen.

Man hat entweder den Filtrationsvorgang in einzelne Etappen getrennt oder hat durch Einwirkenlassen des Sauerstoffs der Luft der vorwiegend physikalischen Wirkung der Filter einen biologischen Faktor hinzugesellt, oder man ist zur Herstellung künstlicher Filterhäute geschritten und hat auf diese Weise versucht, den Filtrationsvorgang zu beschleunigen. Von diesen Gesichtspunkten finden wir bei manchen Systemen mehrere vereinigt.

Das Prinzip, die suspendierten Stoffe nicht auf einmal, sondern in verschiedenen Fraktionen aus dem Wasser zu entfernen, hat man bei der Abwasserreinigung schon seit einiger Zeit befolgt. Es hat sich hier als zweckmäßig herausgestellt, die gröbsten Stoffe zunächst zu entfernen, dann die Stoffe mittlerer Größe und schließlich erst die feinsten Schwebeteilchen. Der Hauptvorteil des Verfahrens liegt darin, daß man das empfindliche feinporige Reinigungsfilter (z. B. den Rieselboden bei der Abwasserreinigung) von gröberen oder sonst unzweckmäßigen Stoffen, welche die Durchlässigkeit des Feinfilters nach kurzer Zeit zerstören, frei hält und seine Lebensdauer dadurch bedeutend verlängert. Auch ist der erzielte Reinigungseffekt bei diesem Verfahren gewöhnlich ein besserer als sonst. Ähnlich ist man zum Zwecke der Trinkwasserreinigung vorgegangen. Man kann diese Verfahren ganz allgemein als Verfahren mit Vorfiltration bezeichnen.

Hierher gehört zunächst die von Götze empfohlene und in Bremen zur Anwendung gebrachte Doppelfiltration [36].

Bei dieser wird die Vorfiltration allerdings mit einem Filter gleicher Konstruktion, wie es das Nachfilter ist, ausgeführt. Die Filter sind wechselweise durch Heberleitungen miteinander verbunden, so daß sie beliebig geschaltet werden können. Das Nachfilter entfernt aus dem mangelhaft gereinigten Filtrat des Vorfilters die darin noch enthaltenen Bakterien und die feinsten Trübungen. Die Vorfilter arbeiten sich bei diesem Vorgehen ein, als



Nachfilter benutzt man bereits eingearbeitete Filter, die man nötigenfalls mit größerer Filtergeschwindigkeit betreiben kann.

Die Vorteile des Verfahrens liegen in einer gründlicheren Reinigung des Wassers und ferner auf der ökonomischen Seite insofern, als man das erste Filtrat nicht, wie bei der gewöhnlichen Sandfiltration, unbenutzt abfließen zu lassen braucht. Die Anwendung der Doppelfiltration empfiehlt Götze hauptsächlich für Hochwasserperioden, in welchen das Rohwasser eine etwa zehnmal so schlechte Beschaffenheit aufweist als in normalen Zeiten. Eine Vergrößerung der notwendigen Filterflächen bedingt nach Götze das System der Doppelfiltration nicht.

Vorfilter aus grobem Sande zur Entlastung der Sandfilter finden sich z. B. angewendet in Zürich, ferner bei der großen Wasserversorgungsanlage von Philadelphia [37], bei der Wientalwasserleitung in Tullnerbach bei Wien [38], in Leidün (Amsterdam) [39] usw.

Der Vorteil der Vorfiltration besteht, wie schon kurz erwähnt, auch darin, daß bei der nachfolgenden Filtration durch Feinfilter höhere Filtrationsgeschwindigkeiten angewendet werden können (z. B. statt 2,4 m pro Tag 5—7 m) und die Filter eine längere Betriebsdauer haben.

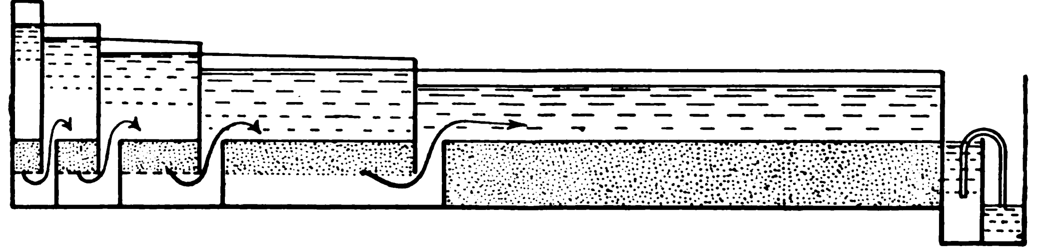


Fig. 16. Schema eines Filters nach Puëch-Chabal.

Am weitesten durchgebildet ist das Prinzip der Vorfiltration bei dem System Puëch-Chabal [40], wie es in Frankreich zur Wasserversorgung einiger Pariser Vororte mit filtriertem Seinewasser, ferner in Arles und Le Mans, Nantes usw., z. T. auch in London, Antwerpen, Port Said und anderen Orten, in Deutschland neuerdings in Magdeburg zur Anwendung gekommen ist. Das Verfahren will die Aufgabe lösen, die Qualität des Rohwassers unter Zuhilfenahme von Luft und Licht in einer Reihe von Grob- und Vorfiltern so weit zu bessern, daß die nachgeschilderten Feinfilter nur noch die Aufgabe haben, das vorgeklärte Wasser bakteriologisch zu reinigen.

Die Filter sind daher stufenförmig hintereinander geordnet (vgl. die schematische Darstellung Fig. 16; die Kaskaden sind nicht eingezeichnet), das Wasser gelangt von einem Filter auf das nächste durch Kaskaden oder Überläufe und erfährt dabei eine ausgiebige Belüftung. Zunächst werden mehrere Grobfilter passiert, welche mit Kies von abnehmender Korngröße (20—4 mm) gefüllt sind. Da sich mit abnehmender Korngröße die Filtrationsgeschwindigkeit verlangsamt, steigen entsprechend die Dimensionen der Filter. Aus dem letzten Grobfilter gelangt das Wasser vermittelst Kaskaden in das Vorfilter, das mit grobem Sand von 2—4 mm Korngröße gefüllt ist, und von dort über neue Kaskaden auf die Feinfilter (70 cm hohe, später auf 90 cm erhöhte Schicht eines Sandes unter 2 mm Korngröße mit Stützschichten). Von hier aus fließt das Wasser zum Reinwasserbehälter. Im ersten Grobfilter beträgt die Filtrationsgeschwindigkeit 320 m pro Tag, im Feinfilter etwas über 3 m.

Durch die gründliche Vorreinigung des Wassers haben die Feinfilter eine Betriebsdauer von 6—11 Monaten. Das Vorfilter muß alle 5—20 Tage, die Grobfilter müssen alle

8—28 Tage gereinigt werden. Die Reinigung erfolgt, angeblich sehr bequem, durch Rückspülung.

Das Verfahren Puëch-Chabal will, abgesehen von der bakteriologischen Reinigung, auch in chemischer Beziehung das Wasser verbessern. Der Gehalt an organischer Substanz wird, wie man mitteilt, um 30 Proz. heruntergedrückt.

Für eine abschließende Beurteilung des hygienischen Wertes des Puëch-Chabalschen Verfahrens fehlen einstweilen noch ausreichende Unterlagen. Man wird unter anderem die Erfahrungen abwarten müssen, welche die Stadt Magdeburg mit dem genannten System auf die Dauer machen wird. Vorläufig sollen sie gut sein [40a].

Daß die gewöhnliche langsame Sandfiltration in erster Linie als ein mechanisches Reinigungsverfahren anzusehen ist und nicht als ein biologisches, wird von der Mehrzahl der Hygieniker und Techniker nicht bestritten. Nach Piefke wirkt zwar sterilisierter Sand minder günstig als nicht sterilisierter, und eine „Einarbeitung" der Filter ist ja auch notwendig, um gute bakteriologische Effekte zu erzielen. Diese „Einarbeitung" beruht aber hauptsächlich in einer Verdichtung des Filters und ist nicht in gleiche Linie zu stellen mit der Einarbeitung eines biologischen Körpers bei der Abwasserreinigung. Von manchen Seiten (Götze u. a.) wird demgegenüber den biologischen Faktoren auch bei der langsamen Sandfiltration eine größere Bedeutung zugemessen. Um eine energische Wirkung aufkommen zu lassen, fehlt es aber bei den überstauten Sandfiltern an der ausgiebigen Belüftung, da nur der im Wasser gelöste Sauerstoff zur Wirkung kommen kann. Die Tatsache, daß bei den überstauten Sandfiltern die Oxydierbarkeit (mit Kaliumpermanganat gemessen) im Filtrat etwas niedriger zu sein pflegt als im Rohwasser, beweist nicht viel für eine Oxydationswirkung im Filter selbst, da — abgesehen von der Ungenauigkeit und Ungleichmäßigkeit der hier in Anwendung kommenden chemischen Methodik — schon feinste organische Schwebeteilchen, welche vom Filter noch abgefangen werden, die Oxydierbarkeit eines Wassers deutlich erhöhen können. Da ein etwa vorhandener Ammoniakgehalt des Rohwassers durch die Filtration zu verschwinden oder sich zu verringern pflegt, so ist dem Filter eine gewisse nitrifizierende Wirkung allerdings wohl nicht abzusprechen. Im allgemeinen wird man aber Proskauer [41] zustimmen müssen, der seine diesbezüglichen Erfahrungen an den Berliner Filterwerken mit den Worten ausgedrückt hat: „Der chemische Charakter, welchen das unfiltrierte Wasser besitzt, bleibt auch dem Filtrat erhalten." Auch Dunbar äußert sich auf Grund seiner Erfahrungen an den Hamburger Filterwerken dahin, daß im großen und ganzen die chemische Beschaffenheit eines Wassers durch den Filtrationsprozeß nur wenig oder gar nicht beeinflußt wird [41a]. Es fehlt allerdings auch nicht an gegenteiligen Angaben [41b].

Eine Entfernung der im Wasser gelösten Stoffe findet also beim Passieren überstauter Sand- und Bodenschichten nicht oder nur in geringem Maße statt. Nur anfänglich kann man eine Absorption (Flächenattraktion) der im Wasser vorhandenen Salze im beschränkten Umfange beobachten.

Bei dem Puëch-Chabalschen Verfahren wird durch die eingeschalteten Kaskaden immer neuer Sauerstoff zugeführt und insofern ist eine Oxydation der im Wasser vorhandenen organischen Stoffe eher möglich. Sie scheint sich auch tatsächlich bis zu einem gewissen Grade zu vollziehen.



Bei Luftzutritt kann es auch unter den natürlichen Verhältnissen im Boden zu einer ausgiebigen Oxydation der im Wasser vorhandenen oxydablen Substanzen kommen.

Diese Überlegung und der Umstand, daß bei der natürlichen Bodenfiltration von der Oberfläche nach der Tiefe im lufterfüllten Boden ja auch eine Befreiung des Wassers von Bakterien stattfindet, haben in neuerer Zeit wohl dazu geführt, den natürlichen Infiltrationsprozeß wieder nachzuahmen und statt der mit Wasser überstauten luftfreien Sandfilter die Wirkungen der nicht mit Wasser überstauten lufthaltigen künstlichen Filter zu studieren [42].

γ) Nicht überstaute Filter. Nachdem Janet und Robert bereits früher auf diese Art der Reinigung des Wassers hingewiesen hatten, nahmen neuerdings Miquel und Mouchet den Gedanken wieder auf. Versuche im größeren Maßstabe wurden in Châteaudun ausgeführt [43].

Die Filter (vgl. Fig. 17), welche eine Sandschicht von mindestens 1,30 m Höhe haben müssen (0,5—1,5 mm Korngröße), lassen zunächst ein sehr bakterienreiches Filtrat abfließen, nach etwa 16 Wochen geht aber der Bakteriengehalt der Reinwasserproben gewöhnlich bis unter 100 herab. Die Reinigung des Filters, bei welchem sich eine eigentliche Filterhaut, wie sie auf den Filtern für langsame Sandfiltration entsteht, nicht ausbildet, ist erst ungefähr nach Jahresfrist notwendig.

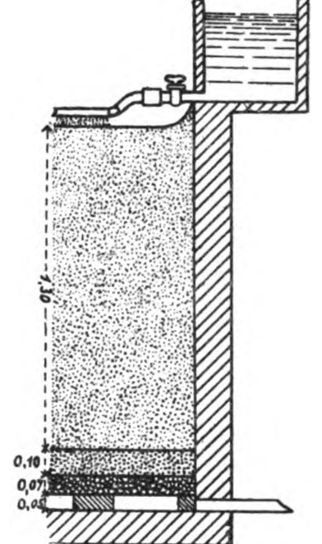


Fig. 17. Sandfilter nach Miquel und Mouchet (Filtre à sable non submergé).

Im Sande des Filters läßt sich nach den Untersuchungen von Miquel und Mouchet bis zu einer Tiefe von etwa 30 cm eine Steigerung des Keimgehaltes nachweisen, dann nimmt dieser ab. Am auffallendsten ist angeblich das Verhalten des B. coli. Während dasselbe im Rohwasser immer in reichlichen Mengen vorhanden war, wurde es im Filtrat selbst bei Untersuchung größerer Wassermengen nicht gefunden. In den Sandschichten ließ es sich nur bis zu einer Tiefe von 50 cm verfolgen. Setzte man dem Rohwasser Typhusbazillen oder Vibrionen (V. Finkler-Prior usw.) zu, so konnten auch diese im Filtrat des eingearbeiteten Filters nicht mehr nachgewiesen werden.

Die günstigen Resultate der Laboratoriumsversuche bestätigten auch im wesentlichen die bei der genannten großen Anlage in Châteaudun gemachten mehrjährigen Erfahrungen. Die Anlage der nicht überstauten Sandfilter soll übrigens nicht unerheblich billiger sein als die der Filter für die gewöhnliche langsame Sandfiltration, auch soll die Pflege des Filters wenig Mühe erfordern. Von Wichtigkeit ist aber auch hier, daß die Filtrationsgeschwindigkeit nicht über ein gewisses Maß gesteigert wird, doch scheint die Ergiebigkeit der Filter, nach dem sie sich eingearbeitet haben, immerhin gegenüber den gewöhnlichen langsamen Sandfiltern (2,4 cbm pro qm Filterfläche in 24 Stunden) ohne Gefahr auf das 2—3fache gesteigert werden zu können. Von den Filtern sind bereits verschiedene Typen konstruiert [44] worden. Ihre Einführung ist in Frankreich empfohlen [44a].

Von einer in Deutschland ausgeführten Nachprüfung der Wirkung nicht

überstauter Sandfilter in bakteriologischer Hinsicht ist dem Verfasser bisher nichts bekannt. Sie erscheint recht wünschenswert, da man ein Urteil über das neue, unter Umständen recht brauchbar erscheinende Verfahren vorher kaum wird abgeben können. Auch genauere systematische Untersuchungen über die Beeinflussung des Rohwassers in chemischer Beziehung durch die Filtration mit nicht überstauten Filtern scheinen — wenn man von den bisher mitgeteilten spärlichen Analysen absieht — noch nicht vorzuliegen. Diese Frage bedarf aber ebenfalls der Aufklärung.

δ) Amerikanische Schnellfiltration. Der Nachteil langsam filtrierender Sandfilter liegt in ihren großen Dimensionen und ihrer umständlichen Reinigung. Beide Eigenschaften erhöhen naturgemäß sowohl Anlage- wie Betriebskosten. Außerdem wird es als lästig empfunden, daß die Eigenschaft des Filters, ein keimarmes Wasser zu liefern, sich sowohl bei den überstauten wie bei den nicht überstauten Sandfiltern für langsame Filtration erst sehr allmählich einstellt. Da man bisher nur mit überstauten Sandfiltern und der sich auf denselben entwickelnden natürlichen Filterhaut zu tun hatte, so lag der Gedanke nicht fern, diese sich langsam bildende natürliche Filterhaut durch eine sich schnell bildende künstliche zu ersetzen oder wenigstens die Geschwindigkeit der Bildung der natürlichen Haut durch Kunstgriffe, d. h. Zusätze zum Rohwasser, zu erhöhen. Als solche Zusätze hat man ursprünglich Eisen benutzt (z. B. bei dem in Dordrecht geübten Andersonschen Verfahren), später aber vorwiegend Alaun bezw. schwefelsaure Tonerde allein oder in Verbindung mit anderen Chemikalien (Kalk, Eisen). Der Fällungsprozeß, welcher sich in nicht zu weichen Wässern bei Zusatz von schwefelsaurer Tonerde vollzieht, ist oben bereits (vgl. S. 74) durch eine chemische Gleichung zum Ausdruck gebracht worden.

Das Aluminiumsulfat findet, abgesehen von der Benutzung als unterstützendes oder vorbereitendes Mittel bei der langsamen Sandfiltration [45] (Bremen, Königsberg, Moskau, einige holländische Orte), hauptsächlich Verwendung bei der „amerikanischen Schnellfiltration", von welcher es eine ganze Reihe von Systemen gibt [46], die sich durch die Art des Filtermaterials, des Chemikalienzusatzes, der Filterspülung, durch die Regulierung der Abflußmenge, die Vorbehandlung des Wassers und seine Aufleitung auf die Filter unterscheiden. Die Filter arbeiten teils unter künstlichem Druck (Druckfilter), teils nur mit dem natürlichen Wasserdruck. Sie werden benutzt als Schönungsfilter, d. h. um Trübungen (z. B. Eisen) und Färbungen aus dem Wasser zu entfernen — dies letztere ist durch den Zusatz der schwefelsauren Tonerde besonders gut zu erreichen —, aber auch als Filter für die bakteriologische Wasserreinigung. Sie nehmen verhältnismäßig wenig Raum ein, sind bequem im Betriebe und liefern infolge ihrer erheblich gesteigerten Filtrationsgeschwindigkeit verhältnismäßig große Mengen gereinigten Wassers. Die Druckfilter kommen für die bakteriologische Wasserreinigung weniger in Frage.

Folgende Sand-Schnellfiltertypen, von denen nicht alle mit Chemikalienzusatz arbeiten, mögen als Beispiele genannt werden: die Filter der Jewell Export Filter Co., die Filter der Kontinental-Filtergesellschaft, das Warrenfilter, das Candyfilter, das Bellfilter, das Howatsonfilter und das Desrumeauxfilter. In Amerika besitzen z. Z. bereits weit über 200 Städte zentrale Wasserversorgungsanstalten mit Schnellfiltration, dar-



unter befinden sich verschiedene Anlagen mit einer täglichen Wasserlieferung von 100000 cbm und mehr.

An dieser Stelle soll nur auf den in Deutschland am meisten in Aufnahme gekommenen Typus eingegangen werden, nämlich auf das Jewellfilter.

Es sind bei dieser Art der Schnellfiltration drei Vorgänge miteinander verbunden: die Erzeugung eines Niederschlages (Koagulation), das Absitzenlassen (Sedimentation) und die eigentliche Filtration. Der Niederschlag wird durch Zusatz von Aluminiumsulfat zum Rohwasser bewirkt. Man läßt den Niederschlag zum größten Teil in einem Sedimentiergefäß absitzen und leitet das teilweise geklärte Wasser auf ein Sandfilter. Die noch im Wasser schwebenden feinen Flocken des Niederschlages bilden hier, sich auf der Oberfläche des Sandes niedersetzend, schnell eine dichte künstliche Filterhaut, so daß der Filtrationsprozeß nach kurzer Zeit ein gut gereinigtes Wasser liefert. Das Tonerdehydrat dringt übrigens auf 10—20 cm in das Filter ein, so daß nicht nur die Filterhaut das eigentliche filtrierende Moment darstellt. Im folgenden möge die Beschreibung eines Jewellfilters wiedergegeben werden, welche Blagden [47] in seiner die Filterwerke von Alexandria behandelnden Schrift liefert.

Alexandria (Ägypten) wird seit dem Jahre 1902 mit Wasser versorgt, welches dem Kanal Mahmoudieh entnommen und mit Hilfe von zurzeit 20 Jewellfiltern von je 21 qm Oberfläche gereinigt wird. Die Anlage liefert täglich 40000 cbm Wasser. Zur weiteren Erläuterung mögen die Abbildungen 18 und 19 dienen, von welchen erstere einen halbschematischen Schnitt durch ein Jewellfilter, letztere einen Teil des Inneren des Filterhauses in Alexandria mit den betriebsfähigen Filtern zeigt. Das Filtergehäuse (vgl. Fig. 18) besteht aus einem genieteten, etwa 2,3 m hohen Stahlbottich, in welchem das aus Sand bestehende Filterbett (a) liegt. Das filtrierte Wasser fließt am Boden durch zahlreiche, mit feinen Siebköpfen (c) geschlossene Öffnungen in ein System von Abzugsröhrchen, welche ihrerseits alle rechtwinklig in ein diametral gelagertes Sammelrohr münden. Aus diesem gelangt das Wasser in gereinigtem Zustande durch ein äußeres Abflußrohr (c) in den „Controller", d. h. eine von Weston angegebene, sehr präzis arbeitende Vorrichtung, welche die Abflußmenge konstant hält (die Konstruktion ist auf der Zeichnung fortgelassen [48]), um dann durch die untere Öffnung desselben auszutreten. Der obere Teil des das Filterbett enthaltenden Bottichs ist von einem äußeren Zylinder umschlossen, so daß zwischen beiden ein ringförmiger Raum (B) entsteht, welcher seinerseits unten geschlossen ist. In diesen gelangt das von den Sedimentationsbassins kommende, sedimentierte Wasser bei A durch den Rohwassereintritt, um über den Rand des inneren Zylinders (N) auf das Filterbett (a) zu fließen. Der im Lauf der Filterperiode allmählich stattfindende Fortschritt der Verstopfung des Filterbettes wird durch den sogen. Spülindikator registriert. An der Ablesung dieses Instrumentes (in der Zeichnung fortgelassen) ist zu erkennen, wann Spülung notwendig wird. Diese Spülung vollzieht sich beim Jewellfilter außerordentlich einfach und rasch, so daß nur ein Mann zur Ausführung derselben erforderlich ist, während bei den langsamen Sandfiltern eine bedeutende Anzahl von mehr oder weniger geübten Arbeitern zur Reinigung gebraucht wird. Um Jewellfilter zu spülen, wird das Rohwassereintrittsventil und das Reinwasseraustrittsventil des Filters geschlossen. Der ringförmige Raum (B) wird durch das Öffnen des Abwasserventils bei E trocken gelegt und sodann das Spülwassereintrittsventil bei D geöffnet, durch welches nunmehr das Wasser von unten durch das Zentralsammelrohr, die Abzugsröhrchen und die Siebköpfe in das Filterbett eindringt, dasselbe in schwimmenden Zustand versetzt und alle Unreinigkeiten über den Rand des inneren Zylinders in den ringförmigen Raum abspült, aus welchem sie durch das Abwasserrohr (E) fortgeführt werden. Zu gleicher Zeit wird durch ein rechenartiges Rührwerk, dessen Stangen in das Filterbett hineingreifen, das letztere in lebhafte Bewegung versetzt, so daß jedes einzelne Sandkorn umspült und somit gereinigt wird*). Das Spülen kann als vollendet angesehen werden, wenn das über den inneren Zylinderrand fließende Spül-

*) Bei anderen Schnellfiltersystemen wird das Aufrühren des Sandes mit Druckluft bei gleichzeitiger Rückspülung erzielt.



wasser ziemlich klar läuft, was in etwa 4—5 Minuten der Fall ist. Das Rührwerk wird dann umgestellt, so daß die in Scharnieren hängenden Stangen aus ihrer vertikalen Stellung

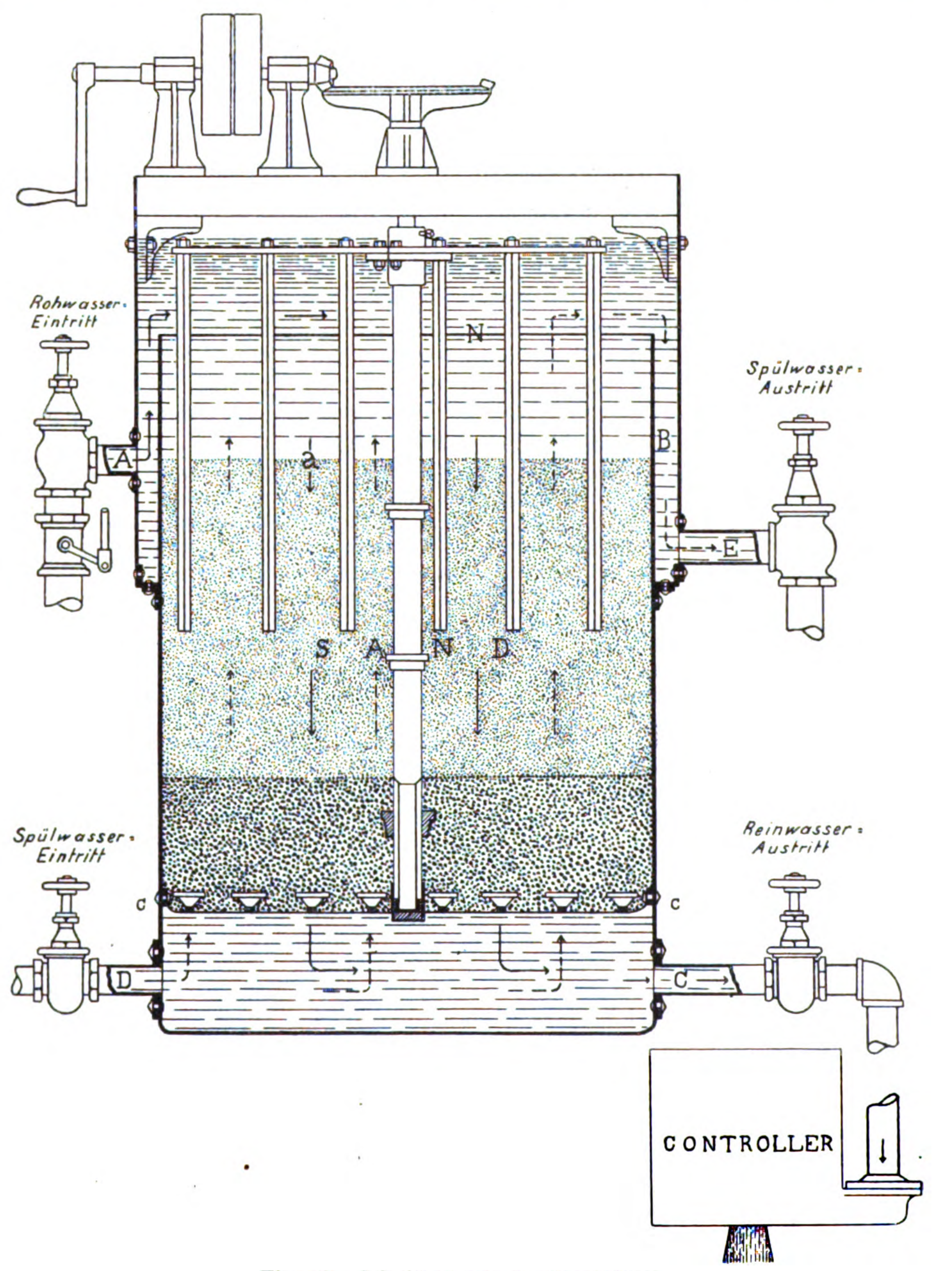


Fig. 18. Schnitt durch ein Jewellfilter.

in eine geneigte übergehen. Wenn nun das Spülwasser abgestellt wird und das Filterbett zur Ruhe kommt, liegen die Stangen des Rührwerkes in schräger Lage auf der Oberfläche desselben. Nunmehr wird auch das Rührwerk zum Stillstand gebracht, und das

Filter steht wieder fertig zum Filtrieren. Das erste filtrierte Wasser läßt man jetzt 10 oder 15 Minuten lang in den Abwasserkanal laufen, bis eine etwa vorhandene leichte Trübung geschwunden ist, was gewöhnlich nach 10—15 Minuten der Fall ist.

Dem Rohwasser wird eine bestimmte Menge schwefelsaurer Tonerde zugesetzt und ihm dann, je nach seiner Natur, ein bis mehrere Stunden lang in Niederschlagsbassins Ruhe gegeben. Dann wird es auf die Filter und von dort zum Reinwasserbassin geleitet. Unter Umständen kann auch außerdem die Zufügung kleiner Mengen von Soda und Kalk vorteilhaft sein z. B. bei sehr weichem Wasser (Helsingfors).

Die schwefelsaure Tonerde wird in drei Mischbottichen aus Zypressenholz aufgelöst. Jeder Mischbottich, von denen immer je einer im Gebrauch ist, hat 2,4 m Durchmesser

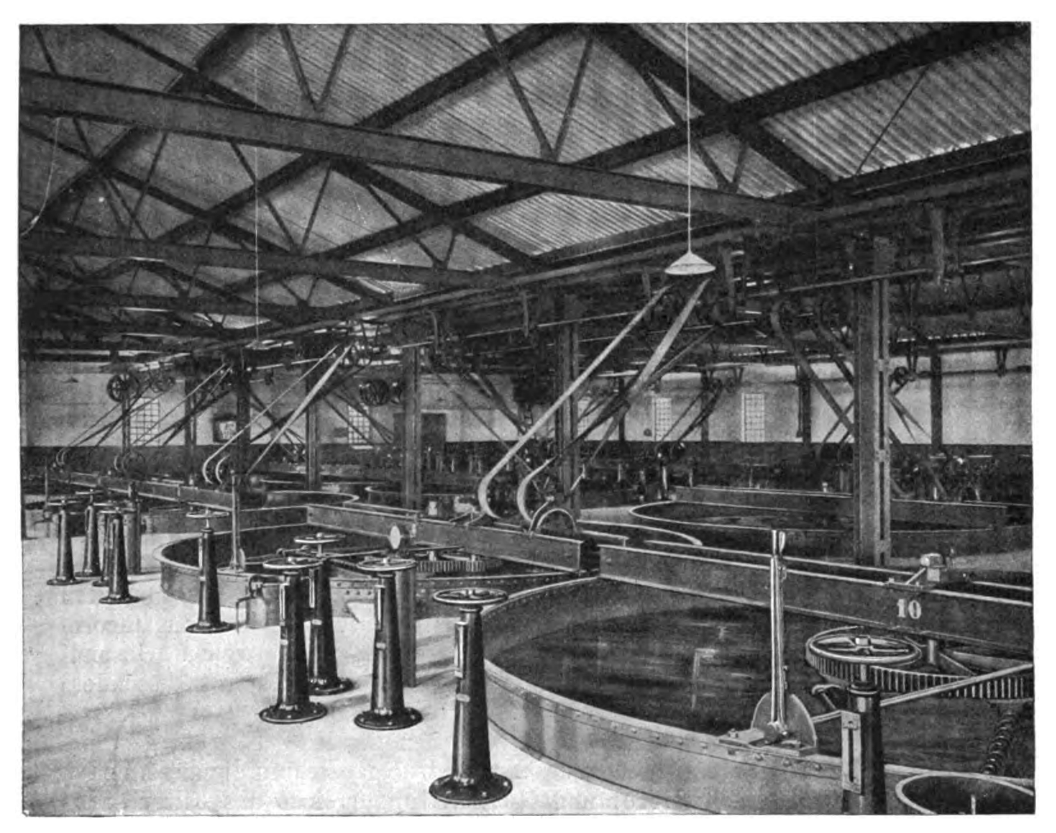


Fig. 19. Jewellfilter. Inneres des Filterhauses in Alexandria.

und 2,3 m innere Tiefe. Durch einen kleinen Luftkompressor wird komprimierte Luft in die Mischbottiche geführt, um die Lösung in Bewegung zu halten.

Aus den Mischbottichen fließt die Lösung durch Hartgummirohre in den Verteilungskasten aus Zypressenholz, in welchem die Oberfläche der Flüssigkeit durch Schwimmerhähne auf konstanter Höhe gehalten wird. Unter dem Druck dieser konstanten Höhe fließt die Lösung aus den Regulatorhähnen in Trichter, aus diesen in senkrechte Hartgummiabzugsrohre und endlich in ein Bleirohr, welches sie dem Rohwasserrohr zuführt.

Die Jewellfilteranlage in Alexandria funktioniert unter beständiger bakteriologischer Kontrolle bereits seit mehreren Jahren zu vollster Zufriedenheit. Eine Trinkwasserreinigungsanlage nach dem gleichen System für die Stadt Kairo mit einer Tagesleistung von 60000 cbm ist zur Zeit

im Bau. Das Rohwasser liefert der Nil. Zur bakteriologischen Trinkwasserreinigung finden Jewellfilter, abgesehen von zahlreichen amerikanischen Städten, weiter Verwendung in einigen Orten Hollands, in Triest [49] und in Helsingfors [49a]; zur Enteisenung in Posen, zur Wasserreinigung für gewerbliche Zwecke in Gera, Sebnitz und anderen Orten. Die weitere Verbreitung dieses Verfahrens zur Trinkwasserreinigung kann, wenn bestimmte Voraussetzungen erfüllt sind (s. u.), vom hygienischen Standpunkt aus befürwortet werden.

Dabei hat man folgende Gesichtspunkte zu beachten: Ist der Zusatz von Aluminiumsulfat zum Rohwasser unbedenklich? Gewährt die künstlich gebildete Filterhaut den gleichen Schutz, wie die auf natürlichem Wege entstandene? Ist jedes Rohwasser verwertbar und wie sieht es mit der Betriebssicherheit dieser Filter in bakteriologischer Beziehung aus?

Wir sind hinsichtlich dieser Fragen durch mehrere Untersuchungen unterrichtet, von denen hauptsächlich die von Bitter [50], Gotschlich [51], Schreiber [52], Friedberger [53] und Bitter und Gotschlich [54] zu nennen sind.

Die Verwendung des Aluminiumsulfats als Zusatz zum Rohwasser erscheint hygienisch völlig unbedenklich, falls ein reines Präparat benutzt wird; finden sich Tonerdeverbindungen doch in natürlichen Wässern sehr verbreitet. Das in das Wasser künstlich hineingebrachte Aluminium wird außerdem bei der Koagulation völlig wieder ausgeschieden, und die an seiner Stelle im Wasser sich bildenden geringen Gipsmengen (Steigerung der permanenten Härte) dürften hygienisch auch nicht zu beanstanden sein. Es muß nur vermieden werden, so viel Aluminiumsulfat zuzusetzen, daß aus Mangel an Kalk im Wasser sich freie Schwefelsäure bildet. Die Handelsware der schwefelsauren Tonerde enthält ferner etwa 1 Proz. Arsen. Der ganz überwiegende Teil dieses Arsens fällt aber als unlösliches arsenigsaures oder arsensaures Aluminium im Sedimentationsbassin aus. Die gegen die Anreicherung des Wassers mit Arsenverbindungen von manchen Seiten (z. B. von Tjaden) geäußerten Bedenken dürften also zunächst nur theoretischer Natur sein, denn aus Amerika sind bisher irgendwelche Gesundheitsstörungen durch den Genuß so vorbehandelten Wassers trotz besonders angestellter Umfragen nicht bekannt geworden.

Ob die künstlich gebildete Filterhaut den nämlichen Schutz gewährt wie die auf natürlichem Wege entstandene, darüber belehren die angeführten Untersuchungen. Nach Bitter und Gotschlich erreicht das Filter durch Ausbildung der Filterhaut schon 30 Minuten nach dem Beginn der Arbeitsperiode einen so hohen Grad der Leistungsfähigkeit, daß das Filtrat ohne Bedenken als Trinkwasser verwendet werden kann. Von spezifischen Keimen gingen nach dieser Zeit nur mehr einer von 10000 hindurch, vom günstigsten Zeitpunkt (1—2 Stunden nach Beginn der Arbeitsperiode) an sogar nur einer von 15000, innerhalb der ersten halben Stunde einer von 2000—3000. Die Zahl der Wasserkeime im Filtrat betrug nach der ersten halben Stunde stets unter 100 pro ccm, ja fast immer unter 50. Diese Keime stammen aber zum allergrößten Teil gar nicht aus dem Rohwasser. Zu bedenken ist ferner, daß durch den Sedimentierungsvorgang die Anzahl der Rohwasserkeime gewöhnlich schon um 15—75 Proz. gemindert wird.

Die Filtergeschwindigkeit konnte auf 4000—5000 mm pro Stunde (gegen 100 mm bei der langsamen Sandfiltration) und der Druck bis zu

3 m (gegen etwa 0,6—1,0 m bei der langsamen Sandfiltration) gesteigert werden. Von Wichtigkeit ist ein genügender Zusatz von schwefelsaurer Tonerde. Das Minimum des wirksamen Zusatzes betrug bei den Versuchen von Bitter und Gotschlich 20 gr pro cbm. Gewöhnlich wurden etwa 25—35 gr gebraucht. Nach amerikanischen Angaben sollen dagegen meist 17 gr ausreichen; Schreiber brauchte durchschnittlich 33 gr zur Erzielung eines guten Effektes.

Nach Schreiber läßt sich das Jewellfilter, vorausgesetzt, daß die Betriebsbedingungen den bestehenden Verhältnissen richtig angepaßt sind, hinsichtlich der Leistungsfähigkeit in bakteriologischer Beziehung der langsamen Sandfiltration gleichwertig an die Seite stellen. Die von ihm beobachtete Reduktion der Rohwasserkeime betrug 91,3—99,6 Proz. In bezug auf die Entfernung von Trübungen und Färbungen des Rohwassers ist dagegen das Jewellfilter dem alten Systeme unbedingt überlegen. Gerade der Umstand, daß man in Amerika genötigt war, vielfach tonig getrübtes und gelb gefärbtes Wasser (z. B. Flußwasser) zur Wasserversorgung heranzuziehen, hat dazu geführt, daß sich die Schnellfiltration daselbst so ausbreitete und der langsamen Sandfiltration ebenbürtig an die Seite stellte.

Aber nicht mit jedem Rohwasser erhält man ohne weiteres gute Resultate. Bei sehr weichem Wasser kann eine gute Flockenbildung nicht eintreten. In solchen Fällen könnte auch — wie oben schon erwähnt — das Wasser eine saure Reaktion annehmen, was Mißstände mannigfacher Art mit sich bringt. Es ist dann, wie schon gesagt, die gleichzeitige Zugabe von etwas Kalk geboten. Der Kalk wird als Kalkmilch zugesetzt; zweckmäßig fügt man gleichzeitig etwas Soda bei. Reichtum des Rohwassers an tonigen Bestandteilen begünstigt die Klärung, ein hoher Planktongehalt, wie er in ruhenden Wasserbecken leicht auftritt, schädigt den Effekt, bezw. erfordert höhere Mengen des Fällungsmittels, steigert auch sehr schnell den Filtrationsdruck, so daß das Filter sich schneller tot arbeitet.

Auf diesen Punkt muß daher besondere Aufmerksamkeit verwandt und das Plankton unter Umständen vorher abgefangen werden (z. B. durch die oben bei den Talsperren erwähnten Borchardtschen Tücher).

Der Betrieb der Schnellfilter und ihre Bedienung ist einfach und kann gut zentralisiert werden. In Cincinnati genügt ein Mann zur Bedienung einer Schnellfilteranlage, welche täglich 400000 cbm Wasser liefert. Was die Betriebssicherheit anbelangt, so ist das Hauptgewicht darauf zu legen, daß jegliche Druckschwankung oder Erschütterung im Filter vermieden wird, durch welche eine Verletzung der Filterhaut eintreten könnte. Der ausgezeichnet funktionierende Weston-Controller (s. S. 87) verhindert Druckschwankungen mit großer Sicherheit. Erschütterungen müssen durch geeignete Aufstellung der Filter ausgeschlossen werden.

Friedberger [53] betont zwar ebenfalls die große Brauchbarkeit der Jewellfilter zur Entfernung von Trübungen und Färbungen des Wassers, erhielt aber nicht so günstige bakteriologische Resultate wie die anderen genannten Experimentatoren, wenigstens nicht bei Anwendung der von diesen gebrauchten Alaunmengen. Er hält die langsame Sandfiltration im allgemeinen für sicherer, zumal bei Wässern mit häufig wechselnder Beschaffenheit. Friedberger empfiehlt daher, lieber das Verfahren als Vorfiltration mit der langsamen Sandfiltration zu kombinieren.

Die Einwände, die **Hilgermann** [55] gegen die Jewellfilter gemacht hat, sind zum Teil durch **Bitter** und **Gotschlich**, sowie von **Gieseler** [56] zurückgewiesen worden.

Über die Kosten der amerikanischen Schnellfiltration im Vergleich zur langsamen Sandfiltration lassen sich natürlich allgemeingültige Angaben nicht machen. Es wird für sie, entsprechend der soviel größeren Filtrationsgeschwindigkeit, nur ein Bruchteil des Raumes gebraucht, der zur Einrichtung der langsamen Sandfiltration nötig ist, ein Umstand, der häufig finanziell ausschlaggebend sein wird; dagegen erhöhen sich die Betriebskosten etwas durch den ständigen Gebrauch von Chemikalien. Die amerikanischen Schnellfilter werden auch in kleineren Dimensionen für lokalen Gebrauch (einzelne Gebäude. Wohnungen, Gebäudekomplexe) gebaut. In diesem Fall sind sie gewöhnlich als Druckfilter eingerichtet, d. h. sie werden als geschlossene Gefäße ausgebildet, welchen das Wasser unter dem Druck der Wasserleitung zufließt.

ε) Sonstige Filter. Als filtrierende Schicht hat man außer dem Sande auch noch andere Materialien benutzt, im großen aber haben dieselben den Sand nicht zu verdrängen vermocht.

Eine Zeitlang machten zwar die Sandplattenfilter (Fischer in Worms) viel von sich reden. Fränkel [57] konnte in bakteriologischer Beziehung aber diesen Filtern einen Vorzug vor den gewöhnlichen Sandfiltern nicht einräumen.

Von anderen Konstruktionen mögen genannt werden: die Filter der Gesellschaft für Großfiltration und Apparatebau zu Worms: „Aggaverbundfilter“ [58], d. s. Hohlzylinder aus künstlichem Filterstein, zu Batterien miteinander vereinigt; die Kurkafilter, welche ebenfalls aus großen, porösen Steinzylindern bestehen; die Natursteinfilter „System Lanz“, wie solche bei der Wasserversorgung von Homburg benutzt werden sollten [59] und die Delphinfilter [60] (Steinfilterzylinder). Über die Wirksamkeit dieser Filter, vor allem in bakteriologischer Beziehung, sind nur vereinzelte zuverlässige Untersuchungen bekannt geworden. Selbst dort, wo das Urteil der Experimentatoren günstig lautete (z. B. bei den Delphinfiltern), wird der praktischen Bedeutung solcher Filter deswegen kein großer Wert beigemessen, weil es einer häufigen Reinigung oder gar Sterilisierung der Filter bedarf, um günstige Resultate zu erhalten. Beides ist gewöhnlich unsicherer als die Regeneration des Sandes bei den Sandfiltern. Die Reinigung erfolgt meist durch Rückspülung.

Eine erhebliche Rolle spielen diese Kunststeinfilter zurzeit für die zentrale Wasserreinigung im allgemeinen nicht und es ist auch nicht wahrscheinlich, daß ihnen eine solche einmal zufallen wird.

Nicht viel anders steht es mit den Kleinfiltern, sobald man von ihnen eine Reinigung des Wassers in bakteriologischer Beziehung verlangt.

Als Filtermaterial kommen hier in Anwendung: Stein, Kohle, Asbest, Ton, Porzellanerde, Kieselgur. Ein Abfiltrieren der Bakterien findet eigentlich nur bei den zwei letztgenannten Filtermaterialien statt, allenfalls noch bei den Tonfiltern für kurze Zeit, die übrigen Filter sind eigentlich nur zum Klären trüber Flüssigkeiten zu gebrauchen. Damit kann unter Umständen natürlich auch eine starke Reduktion des Keimgehaltes verbunden sein, welche die Infektionsgefahr wenigstens vermindert. Der Grund, warum Kleinfilter (Hausfilter) zur bakteriologischen Trinkwasserreinigung für gewöhnliche Verhältnisse nicht empfohlen werden können, liegt darin, daß auch die besten Filter nur eine beschränkte Zeit hindurch bakteriendicht arbeiten, daß bei dem regellos intermittierenden Betrieb, in welchem sich solche Filter gewöhnlich befinden, sich eine Normalzeit für ihre Reinigung (Sterilisierung) oder Auswechslung schwer angeben läßt und daß, selbst wenn letzteres der Fall wäre, für gewöhnlich die Unkenntnis oder Indolenz der diese Filter benutzenden Personen ein zuverlässiges Arbeiten des Filters unmöglich machen würde. Dazu kommt, daß die (wenigstens anfänglich) bakteriendicht arbeitenden Filter gewöhnlich auch wenig ergiebig sind.



Die zurzeit bekanntesten Kleinfiltertypen sind die Filter von C. Bühring & Co. in Hamburg (gepreßte Kohle) [61], die Asbest-Filter zum Klären von Wasser von Sucro & Co., G. m. b. H., in Berlin-Schöneberg [62], die Porzellanfilter von Chamberland-Pasteur sowie die Kieselgurfilter aus Infusorienerde für bakteriologische Wasserreinigung von der Berkefeld-Filtergesellschaft, Celle-Hannover. Die Berkefeld-Filterkerzen dürften den relativ besten Kleinfiltertyp darstellen. Sie werden auch in den großen und kleinen Armeefiltern verwendet und sind hier zu einem System von Kerzenbatterien vereinigt.

Die Filtration erfolgt entweder durch Hebersaugwirkung beim Einstellen der Kerzen in das mit Wasser gefüllte Gefäß von außen nach innen oder in geschlossenen Filtergehäusen unter künstlichem Druck (Wasserleitung). Im letzteren Fall liefert jede Kerze pro Minute $^3/_4$—2 l Wasser. Die Kerzen filtrieren in der Regel einige Tage keimfrei, dann müssen sie in einem Topf mit Wasser ausgekocht werden und in demselben bis zum Abkühlen stehen bleiben. (Nicht in trockener Hitze sterilisieren!) Nimmt die Ergiebigkeit rasch ab, so genügt vielfach ein Abbürsten der Außenfläche, um die ursprüngliche Ergiebigkeit wieder herzustellen. Eingehende Untersuchungen über die Kleinfilter, insbesondere über die Durchlässigkeit der Chamberland-Pasteur- und Berkefeldfilter, sind von verschiedenen Seiten angestellt worden. Die Literatur darüber findet sich u. a. bei Gotschlich [63] und bei Wittneben [64] zusammengestellt.

Über das Eindringen der Bakterien in die Poren dieser Kleinfilter haben Hofstädter [65] und Craw [66] Versuche angestellt. Von englischer Seite [67] wird neuerdings das Doultonfilter empfohlen und als dem Berkefeldfilter überlegen hingestellt, ob mit Recht ist wohl noch fraglich.

B. Beseitigung oder Minderung gewisser im Wasser gelöster Stoffe.

Im Wasser gelöste Stoffe können demselben eine unangenehme Farbe, einen unangenehmen Geschmack oder Geruch verleihen oder durch spontane Ausscheidung zu Mißständen führen.

Aus allen diesen Gründen kann ihre Beseitigung oder die Minderung ihrer Menge geboten sein.

Diese Aufgabe ist aber mit wenigen Ausnahmen schwieriger zu lösen als die Beseitigung der Schwebestoffe.

Die Entfärbung eines Wassers (gewöhnlich handelt es sich um Braun- oder Gelbfärbungen) erfolgt, wenn die Färbung durch Huminstoffe bedingt ist (Grundwasser in Königsberg, Posen, Swinemünde usw.) gewöhnlich am besten durch die Behandlung mit Aluminiumsulfat, wie oben schon auseinandergesetzt worden ist, ev. auch durch Eisensulfat und Kalk. Reinigungsverfahren der letzteren Art werden z. B. in Amerika angewandt [68]. Ein durch Beimengung bestimmter gasförmiger Bestandteile (z. B. Schwefelwasserstoff) bedingter unangenehmer Geruch des Wassers wird am ehesten durch Belüftung des Wassers beseitigt. Von gelösten Stoffen, welche sich unter Umständen spontan ausscheiden, sind zu nennen die Kalk- und Magnesia-, die Eisen- und Mangansalze.

Die bedeutsamste Rolle spielt gewöhnlich ein etwaiger höherer Eisengehalt des Wassers.

1. Enteisenung des Wassers. Bekanntlich führen zahlreiche Grundwässer, namentlich wenn sie aus größeren Tiefen stammen, nicht unbeträchtliche Mengen (meist kolloidal) gelösten Eisens mit sich. Vor allem sind die Grundwässer der norddeutschen Tiefebene durch ihren Eisengehalt bekannt. Wässer aus anderen geologischen Formationen pflegen Eisen (und Mangan) nur in Spuren oder geringen Mengen zu enthalten. Die Form, in welcher das Eisen in diesen Wässern auftritt, ist verschieden. Vorwiegend ist es an Kohlensäure gebunden; der Umstand aber, daß Wässer aus Torf- und Moor-



gegenden sehr häufig einen hohen Eisengehalt besitzen, hat zu der Annahme geführt, daß das Eisen im Grundwasser vielfach auch in organischer Bindung sich findet.

Jedenfalls ist es eine Tatsache, daß das Eisen aus den Wässern verschiedener Herkunft sich verschieden leicht ausscheidet. Man nimmt im allgemeinen an, daß das an Kohlensäure gebundene Eisen leichter, schneller und vollständiger unlöslich wird als das an Huminstoffe oder Schwefelsäure gebundene.

Hartes Wasser läßt sich erfahrungsgemäß leichter enteisenen als weiches.

Das Ausfallen des Eisens tritt gemeinhin dann ein, wenn das Wasser kürzere oder längere Zeit mit der atmosphärischen Luft in Berührung kommt. Das Wasser ist gewöhnlich unmittelbar nach dem Schöpfen klar oder besitzt höchstens eine leichte schleierhafte Trübung. Dann tritt deutliche Opaleszenz auf. Die Trübung hat bei auffallendem Licht eine grauweiße, bei durchfallendem Licht eine gelbliche Farbe und ballt sich allmählich zu Flocken zusammen. Nach mehreren Stunden oder Tagen ist das Eisen in Form brauner flockiger oder krümeliger Teilchen am Boden des Gefäßes als Eisenoxydhydrat abgelagert. Der Vorgang wird in vereinfachter Form gewöhnlich durch folgende Gleichung dargestellt:

$$2\,Fe(HCO_3)_2 + O + H_2O = Fe_2(OH)_6 + 4\,CO_2.$$

Zwei auffallende Bestandteile sind dem Eisen im Wasser — abgesehen von etwaigen Huminstoffen — häufig beigesellt: Schwefelwasserstoff und Ammoniak. Diese Stoffe bilden sich aus den im Boden vorhandenen Eisensalzen (Schwefelkies u. dgl.) und der Kohlensäure des Grundwassers einerseits und aus dem entstehenden freien Schwefelwasserstoff und den im Wasser vorhandenen Nitraten und Nitriten (durch Reduktion) andererseits. Klut [69] zeigte, daß sich diese Vorgänge auch im Reagenzglase nachahmen lassen, daß diese Umsetzungen also auf rein chemischem Wege ohne Beteiligung von Mikroorganismen entstehen, die gebildeten Produkte mithin in sanitärer Beziehung kein ungünstiger Indikator sind. Er stellt die Vorgänge durch folgende beiden Gleichungen dar:

$$FeS_2 + 2\,CO_2 + 2\,H_2O = H_2S + S + Fe(HCO_3)_2 \text{ und}$$
$$N_2O_5 + 8\,H_2S = 2\,NH_3 + 8\,S + 5\,H_2O.$$

Noll schließt sich dieser Ansicht nur zum Teil an.

Die Vorgänge bei der Ausscheidung des Eisens aus dem Wasser sind schon Gegenstand zahlreicher Untersuchungen gewesen, auf welche hier im einzelnen nicht eingegangen werden kann. Von früheren Arbeiten seien u. a. die von Piefke [70], Proskauer [71] und Dunbar [72] genannt (als erster hat sich wohl Salbach mit den Fragen der Enteisenung beschäftigt), von den neueren Arbeiten auf diesem Gebiet dürften die wichtigsten die von Schmidt und Bunte [73] und von Darapsky [74] sein. Auch die Arbeit von Schlegel und Merkel [75] ist zu erwähnen. In diesen Arbeiten findet sich auch die Literatur ziemlich vollständig angeführt. Eine eingehende Studie über die Enteisenungsanlagen in Deutschland und den Niederlanden hat Schwers [76] veröffentlicht.

Der Eisengehalt der Grundwässer schwankt innerhalb nicht unbeträchtlicher Breiten, von Spuren bis 30—70 mg und mehr im Liter. Häufig beobachtet man eine beträchtliche Zunahme des Eisengehaltes bei fortgesetzter Entnahme von Grundwasser [77]. Mißstände durch den Eisengehalt des Wassers pflegen erst aufzutreten bei einem Gehalt von über 0,1, gewöhnlich sogar erst über 0,2—0,3 mg Eisen (Fe) im Liter Wasser.



Die durch Eisen hervorgerufenen Mißstände sind bekannt: Das Eisen fällt aus, das Wasser wird unansehnlich, es schmeckt (und riecht sogar) nach „Eisen“, es verdirbt die Wäsche und macht das Wasser unbrauchbar für zahlreiche Industrien. Verstopfungen der Rohrleitungen können sowohl durch die Eisenablagerungen selbst als auch mittelbar durch die in eisenhaltigem Wasser sich massenhaft ansiedelnden Eisenorganismen (Crenothrix, Gallionella usw.) hervorgerufen werden. Wucherungen von Eisenbakterien (Crenothrix) können in harten Wässern schon bei geringem Eisengehalt auftreten. Gallionella wächst bereits gut bei einem Gehalt von 0,3 mg Eisen im Liter. Bekanntlich war das Auftreten von Eisenorganismen seinerzeit der Grund, daß man sich scheute, Grundwasserversorgungen einzurichten.

Die Mißstände sind verschieden zu bewerten, je nachdem es sich um große oder kleinere Wasserwerksanlagen bezw. um Einzelbrunnen handelt. Während man bei letzteren einen mäßigen Eisengehalt (etwa bis 0,7 mg im Liter) unter Umständen mit in den Kauf nehmen kann und die etwa im Rohrnetz ausgeschiedenen Eisenmengen durch periodische Spülungen beseitigt, muß man aus wirtschaftlichen Gründen bei großen Anlagen streng auf eine tunlichst vollständige Entfernung des Eisens sehen, d. h. bis mindestens auf 0,1 mg im Liter, insofern sich das Eisen überhaupt ausscheiden läßt.

Als man in der ausgiebigen Belüftung des Wassers mit nachfolgender Schnellfiltration ein in den meisten Fällen ausreichendes Mittel fand, den Eisengehalt eines Wassers auf eine unschädliche Grenze herabzudrücken, hat die zentrale Wasserversorgung durch Grundwasser gegenüber den anderen Arten der Wasserversorgung entschieden an Terrain gewonnen, da das Grundwasser von vornherein zur Zeit als das hygienisch beste Trinkwasser gilt.

Die oben erwähnten Arbeiten von Darapsky haben besonders dazu beigetragen, das Gesetz der Eisenabscheidung aus Grundwässern festzustellen.

Er zeigte, daß zur Abscheidung des Eisens ein Überschuß an Luft bezw. Sauerstoff erforderlich ist, der aber nur in Wirksamkeit tritt, wenn er, dem Wasser innig beigemischt, zugleich mit diesem ein katalytisch das Eisen zurückhaltendes Filter passiert. Die für gleiche Eisenmengen aufzuwendende Filtrationszeit verhält sich umgekehrt wie die relative Luftmenge.

Auf diesem Gesetz beruht das der Firma Deseniß und Jacobi patentierte Verfahren (D. R.-P. 180687 und 191287) der Wasserenteisenung. Während man anfänglich glaubte, daß man dem Wasser nur eine zur Oxydation des Eisens eben hinreichende Sauerstoffmenge zuzuführen brauche und man den Enteisenungsprozeß sich in zwei getrennten Räumen abspielen ließ (Belüftungs- bezw. Oxydationsraum und Filter- oder Retentionsraum), passiert bei dem Verfahren von Deseniß und Jacobi ein reichlich bemessener Luftstrom, mindestens die gleiche Luftmenge wie Wassermenge, zugleich mit dem Wasser das Filter. Das Eisen wird gleichzeitig oxydiert und als Oker zurückgehalten. Dabei wirkt nicht nur die Oberfläche, sondern der Gesamtinhalt des Filters. Durch diese Anordnung werden die Enteisenungsanlagen sehr kompendiös.

Die ursprünglichen Enteisenungsvorrichtungen für zentrale Wasserversorgungsanlagen wurden gewöhnlich entweder nach dem System Piefke oder dem System Oesten gebaut

Nach Piefke läßt man das zu enteisnende Wasser von oben nach unten durch etwa 2—3 m hohe zylinderförmige Gefäße fließen, welche mit faustgroßen Koksstücken gefüllt sind („Rieseler“). Dann leitet man es, ev. nach Passierenlassen eines Sedi-

mentierbassins, auf ein gewöhnliches Sandfilter (Fig. 20), welches mit einer Filtrationsgeschwindigkeit von etwa 1 m in der Stunde (also der zehnfachen der langsamen Sandfiltration) durchflossen wird.

Statt des Koks, welcher bei hartem Wasser nicht geeignet ist, kann man auch Ziegelsteine (Klinker) oder Holzhürden benutzen.

Ein Teil des ausgeschiedenen Eisenschlammes setzt sich meist schon an den Koksstücken u. dgl. (d. h. also im „Rieseler") ab, der andere Teil im Sedimentierbassin oder auf dem Filter. Der Schlamm muß von Zeit zu Zeit entfernt werden.

Oesten läßt das von Eisen zu befreiende Wasser als feinen Regen etwa 2 m hoch durch die Luft auf den Wasserspiegel eines 30 cm starken Kiesfilters fallen. Die Filtrationsgeschwindigkeit beträgt auch hier etwa 1 m in der Stunde. Die Entfernung des Eisenschlammes erfolgt durch Rückspülung.

Die bisher genannten Enteisenungsvorrichtungen sind offene, d. h. sie sind — wenn auch in einem verschlossenen Hause eingebaut — doch begehbar; das Wasser ist also unter Umständen einer Verunreinigung ausgesetzt. Es muß daher bei dem Bau solcher Enteisenungsanlagen

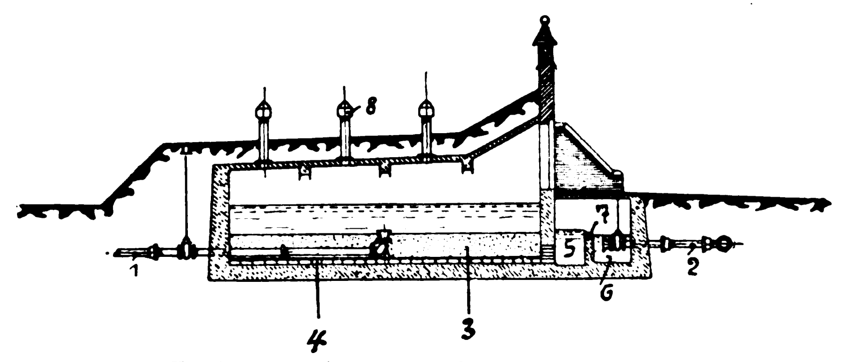


Fig. 20. Enteisenungsanlage (ausgeführt von Scheven-Düsseldorf).
1 = Wasserzufluß vom Rieseler, 2 = Abfluß zum Reinwasserbehälter, 3 = Sandfilterschichten, 4 = Ziegelsammelrinne, 5 = Reinwasservorkammer, 6 = Reinwasserkammer, 7 = Reinwasserüberfall, 8 = Entlüftungsrohre.

darauf geachtet werden, daß durch die Anbringung von Laufplanken mit erhöhten Kanten, Benutzung besonderen sauberen Schuhwerks u. dgl. das Hineingelangen von Schmutzteilchen in das Wasser der Anlage vermieden wird. Hygienisch sicherer [78], d. h. im allgemeinen besser eine nachträgliche Infektion des Wassers verhütend, sind die geschlossenen Enteisenungsanlagen.

Die ersten Systeme geschlossener Anlagen rühren her von v. d. Linde und Heß und von Bock.

Bei beiden Verfahren wird dem Wasser nur verhältnißmäßig wenig — bei dem Verfahren von v. d. Linde und Heß überhaupt keine besondere — Luft beigemengt, gewöhnlich durch ein in der Saugleitung befindliches Schnüffelventil oder dgl. Das Zurückhalten des ausfallenden Eisens findet dann in einem besonderen geschlossenen Gefäß statt, dessen Inhalt im ersteren Fall aus mit Zinnoxyd imprägnierten Holzspänen [79] (Patent von Büttner und Meyer in Uerdingen a. Rh.), im zweiten Fall aus Holzwolle besteht. Diese beiden Verfahren eignen sich indessen mehr für eisenarme Wässer und kleinere Anlagen. Als Nachteil dieser Verfahren gilt auch, daß das organische Füllmaterial leicht zu Zersetzungen und damit zu ungewünschten Steigerungen des Keimgehaltes*) im Rein-

*) Diese Steigerung kann allerdings in vielen Fällen als hygienisch bedeutungslos gelten.



wasser führt, und daß das Füllmaterial daher öfter aus dem Apparat entfernt und durch neues ersetzt werden muß, wodurch der hygienische Vorteil der geschlossenen Enteisenungssysteme (Fernhaltung jeder Infektionsmöglichkeit) wieder bis zu einem gewissen Grade aufgehoben wird.

Nach dem oben genannten Verfahren von Deseniß und Jacobi lassen sich in zweckmäßigerer Weise sowohl große geschlossene zentrale Enteisenungsanlagen, wie Enteisenungsanlagen für Einzelwasserversorgungen bauen [80]. In Anlehnung an das gleiche Prinzip baut ferner die G. m. b. H. Halvor Breda (Berlin-Charlottenburg) Enteisenungsanlagen. Es wird bei diesem System nicht ganz soviel Luft zugeführt wie bei dem eigentlichen System von Deseniß und Jacobi, dafür aber in besonderen Mischapparaten durch Düsen und Stoßplatten (Prellwände) eine innige Luft-Wassermischung erreicht. Als Kontakt- und Filtermasse dient ein besonderes Material.

Das Enteisenungssystem Breda, das von verschiedenen Seiten günstig beurteilt worden ist [81], wird, wie folgt, beschrieben (vgl. Fig. 21):

Die Pumpe, die das Wasser aus dem Brunnen hebt, ist mit einem Luftkompressor (D) verbunden, der die benötigte Luft in das Druckrohr einpreßt. Das hierdurch mit einer reichlichen Luftmenge versehene Wasser (Eintrittsstelle bei C) passiert nun einen Mischapparat (B), in dem eine sehr feine Verteilung der Luft in dem Wasser erfolgt, und dann gelangt das Gemisch bei b in den Kontaktbehälter (A). Dieser ist ein großer stehender Zylinder, der in seinem oberen Teil die sogenannte Kontaktmasse, ein grobkörniges, mineralisches, porös-scharfkantiges Material enthält, durch welches das Wasser langsam von unten nach oben hindurchzieht, sich in unendlich viele dünne Wasserfäden zerteilend. Durch die vielfache Berührung des Wassers mit den scharfen Kanten des Füllmaterials wird die chemische Umsetzung des Eisens befördert, außerdem begünstigt noch die mit der Zeit eintretende Ablagerung des Eisenschlammes die Oxydation durch Katalyse, so daß eine verhältnismäßig kurze Durchflußzeit genügt, um die vollständige Eisenausscheidung zu bewirken. Die freiwerdenden Gase (Kohlensäure und Schwefelwasserstoff) entweichen mit Hilfe einer automatischen Entlüftungseinrichtung am oberen Ende des Zylinders. Das Wasser fällt nun in einem zentralgelagerten Rohr (c) in den unteren Teil des Behälters zurück und gelangt auf ein Kiesfilter in den Filterraum d. Auf diesem Filter werden die noch nicht ganz ausgeschiedenen Eisen- (und Mangan-)teilchen zurückgehalten. Das abfließende Wasser ist blank und eisenfrei.

Hat sich so viel Eisenschlamm angesammelt, daß der Widerstand des Füllmaterials für das durchtretende Wasser zu groß wird, so muß die Reinigung durch Rückspülung erfolgen. Das Kiesfilter wird etwa zweimal wöchentlich, das Kontaktmaterial alle 3 bis 6 Wochen gereinigt. Die Menge des notwendigen Spülwassers ist angeblich gering (1 bis 1,3 Proz.). Die Reinigung des Kiesfilters wird beschleunigt durch Aufwühlen des Kieses bei der Rückspülung (ähnlich wie beim Jewellfilter) mittels eines durch eine Kurbel (h) drehbaren Rechens (k). Das Spülwasser wird bei f und g, der Schlamm bei e abgelassen.

Ist eine besondere Belüftungseinrichtung vorhanden, so können zur Abscheidung des Eisens auch amerikanische Schnellfilter (die Stadt Posen hat z. B. zu diesem Zweck Jewellfilter), Bollmannfilter (wie sie das Wasserwerk der Stadt Kiel besitzt), Reisertfilter, Kröhnkefilter u. a. m. [81a] benutzt werden. Enthält das Wasser sehr viel freie Kohlensäure, so ist die offene Enteisenung im allgemeinen der geschlossenen vorzuziehen.

Die Enteisenung des Wassers mittels Ozon (s. S. 116) ist möglich aber kostspielig. Da das Eisen im Wasser zumeist in kolloidaler Form vorhanden ist, so kann bei Gegenwart eines anderen Kolloides durch Wechselwirkung spontane Ausscheidung eintreten. Gelegentlich wird sich diese Wirkung praktisch ausnützen lassen [82].

Eine besondere Besprechung verdient die Enteisenung des Wassers von Einzelbrunnen. Bei solchen wird ein Eisengehalt von über 0,7 mg Eisen im Liter Wasser gewöhnlich eine Enteisenung notwendig machen.

wenn anders dieses Wasser zu Trink- und Wirtschaftszwecken brauchbar sein soll. Daß der Eisengehalt des Wassers in erster Linie einen Schönheitsfehler darstellt und nicht unmittelbar gesundheitsschädlich ist, leuchtet ein, mittelbar aber kann, wie schon oben betont wurde, der Eisen-

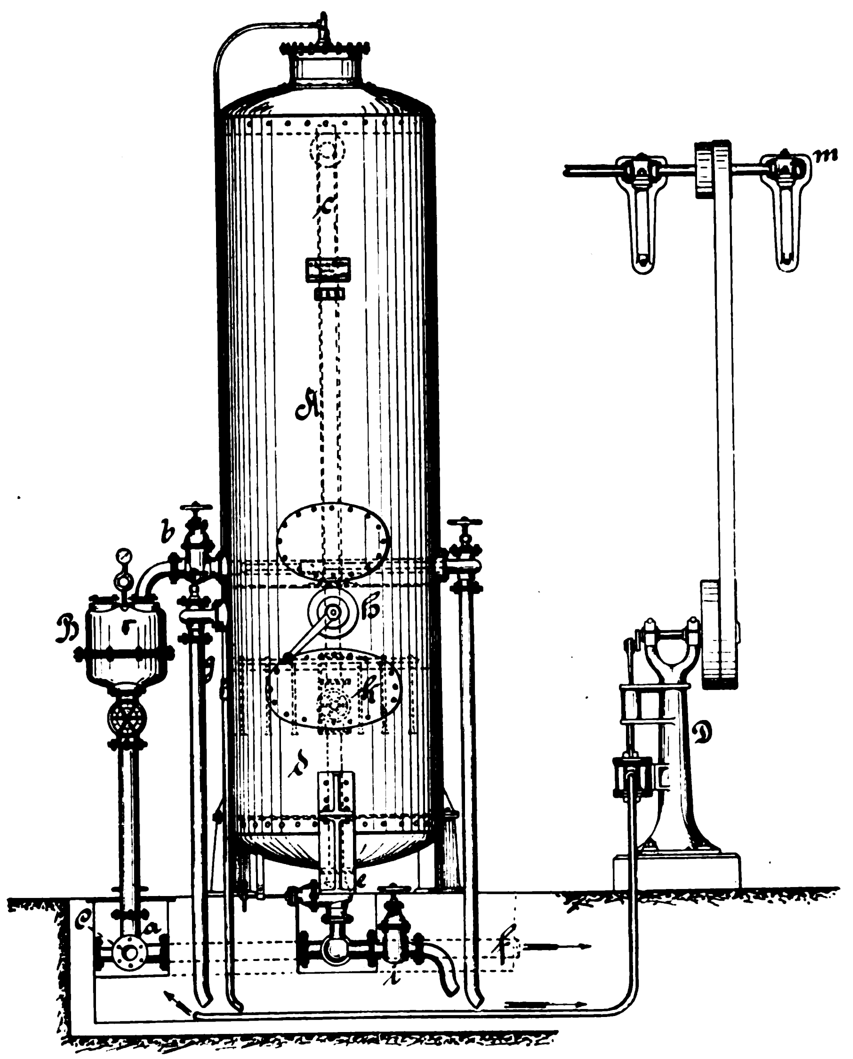


Fig. 21. Geschlossenes Enteisenungsverfahren (Halvor Breda).
Zeichenerklärung: A = Kontaktbehälter, d = Filterraum, h = Filterkurbel, k = Filterrührwerk, B = Mischtopf für Wasser und Luft, b = Einlaßschieber, C = Eintritt von Wasser und Luft, i = Schlammventil, f = Spülwasserablaß, g = Spülwasserablaß, D = Luftkompressor, m = Vorgelege, c = zentrales Rohr.

gehalt des Wassers eines zu Trinkzwecken dienenden Brunnens dadurch hygienisch recht bedenklich werden, daß er die Konsumenten verleitet, statt des vielfach zwar durch seinen Eisengehalt unansehnlichen, sonst aber gegen Infektion geschützten Wassers (Tiefbrunnen), ein äußerlich besser erscheinendes,

aber infektionsverdächtiges Wasser (mangelhafter Flachbrunnen) zu genießen. Es war daher für die Praxis, im besonderen für die Wasserversorgung auf dem Lande bedeutungsvoll, daß Dunbar einen Weg zeigte, um auf einfache und billige Weise auch die Enteisenung des Wassers von Einzelbrunnen zu erreichen [83]. Der angegebene Apparat ist unter dem Namen „Dunbarsches Faß“ allgemein bekannt geworden.

Er besteht aus einem Faß von 30—40 Liter Inhalt, in welches eine 30 cm hohe Schicht gewaschenen Sandes von 1—1,5 mm Korngröße hineingebracht ist. Die Oberfläche des Sandes wird mit einem 1 mm dicken Zinkblech vollständig bedeckt, welches mit zahlreichen 2 mm weiten Löchern versehen ist. Über dem Boden des Fasses befindet sich ein Zapfhahn. Derselbe ist an seinem ins Innere des Fasses ragenden, im Sand steckenden Ende mit dichtem Messingdrahtgewebe überkleidet, um das Eindringen von Sand zu verhüten. Das Faß wird mehrmals (bei stark eisenhaltigem Wasser aber nicht öfter als etwa 8 mal) täglich mit Wasser gefüllt, falls der Bedarf es verlangt. Am besten schließt man es unmittelbar an die Pumpe an, derart, daß beim Vollpumpen das Wasser durch eine Brause verteilt auf die Sandoberfläche fällt.

Das Filter muß sich erst einarbeiten, was, falls der Sand nicht von vornherein eisenhaltig ist, einige Tage bis Wochen währt. Über Nacht muß das Filterfaß bei geöffnetem Hahn stets leer stehen. Nimmt die Durchlässigkeit (Ergiebigkeit) stark ab, was etwa alle 2—4 Monate vorkommen dürfte, so muß das Filter gereinigt werden (Aufschwemmen des Sandes nach Entfernung des Bleches mit reinem Wasser, bis letzteres klar abläuft). Unter das Filterfaß wird als Reinwasserreservoir zweckmäßig ein zweites Faß mit Zapfhahn gestellt.

Eine Enteisenung des Wassers unmittelbar im Kesselbrunnen läßt sich mit Hilfe des sogen. „Dunbarschen Tauchfilters“ ausführen (Beschreibung bei Lübbert [83]), doch pflegt in dem eisenhaltigen Wasser der Kesselbrunnen schon von selbst ein gewisser Enteisenungsprozeß auch ohne künstliche Mittel sich abzuspielen, der allerdings gewöhnlich nur Unvollkommenes leistet (wenigstens bei stärkerem Eisengehalt des Wassers). Für kleinere Verhältnisse und Wässer mit geringem Eisengehalt sind auch das oben schon erwähnte Kohlefilter von Bühring & Co. (Hamburg) sowie das Sucrofilter brauchbar.

Will man das geschilderte, sehr billige, aber daher auch verhältnismäßig primitive Verfahren durch ein bequemeres, dafür aber auch kostspieligeres Verfahren ersetzen, so dürfte heutzutage wohl hauptsächlich das Verfahren von Deseniß und Jacobi für Einzelbrunnen in Frage kommen. Die oben bereits mehrfach genannte Firma hat für diese Zwecke ihre sogenannten „Bastardpumpen“ konstruiert, welche in ihren Leistungen durchaus befriedigen und zugleich sehr einfach im Betriebe sind [84].

Die Bastardpumpen bestehen aus der eigentlichen Pumpe und dem Kiesfilter. Das Filter kann im Fuß der Pumpe oder im Brunnenschacht untergebracht sein. Letztere Form zeigt die Fig. 22. Die Bastardpumpe unterscheidet sich von einem gewöhnlichen Pumpbrunnen dadurch, daß über dem eigentlichen „Wasserzylinder“, d. h. dem Zylinder mit Saug- und Druckklappe, der an das Saugrohr angeschlossen ist, sich ein zweiter, doppelt so großer „Luftzylinder“, d. h. ein Zylinder, welcher beim Anhub Luft durch ein seitliches Ventil ansaugt, an derselben Kolbenstange befindet. Bei jedem Anhub erhält man also ein Luft-Wassergemisch, welches beim Niedergehen des Kolbens nach oben tritt und von oben nach unten durch den Filterzylinder gedrückt wird. Von hier aus gelangt es durch eine zweite Druckleitung zum Auslaufrohr. Beide Druckleitungen kreuzen sich in einem Vierwegehahn. Stellt man diesen Hahn um, so nimmt das Luft-Wassergemisch von der Pumpe aus den umgekehrten Weg, indem es den Filterzylinder von unten nach oben durchfließt. Diese Einrichtung dient zum Spülen des Filters.

Schreiber [84] konnte bei seinen Versuchen ein Wasser mit einem Gehalt von 5,5—7,5 mg Eisen (Fe_2O_3) im Liter mittels der Bastardpumpe meist



bis auf Spuren enteisenen. Die Entfernung des Eisenschlammes durch Rückspülung war in wenigen Minuten erzielt.

Eine recht gute Übersicht über die Verfahren der Reinigung des Grundwassers von Eisen (und Mangan) gibt die Arbeit von Toebben [85].

2. Entmanganung des Wassers. Ähnlich wie das Eisen läßt sich auch das Mangan aus dem Grundwasser entfernen. Die Ausscheidung gelingt meist schwieriger als die des Eisens. Allerdings sind die Fälle, in welchen das Wasser einen besonders hohen Mangangehalt hat, verhältnismäßig selten. Von deutschen Städten haben bisher z. B. Bernburg, Breslau, Glogau, Stargard und Stettin mit Schwierigkeiten durch Mangangehalt des Wassers zu kämpfen gehabt. Über die Breslauer Wasserkalamität, hervorgerufen durch Auftreten von Mangan im Trinkwasser, ist eine ganze Literatur entstanden, aus welcher nur die hauptsächlichsten Publikationen genannt sein mögen [86].

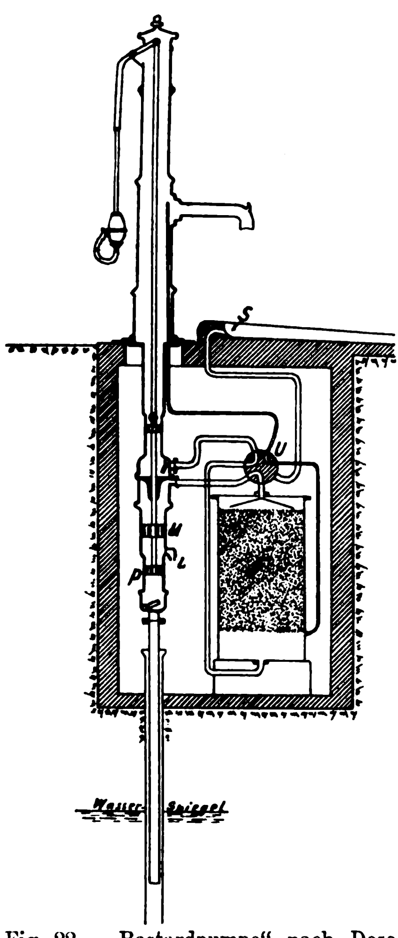


Fig. 22. „Bastardpumpe" nach Desenib u. Jacobi mit Filter im Schacht. Halbschematisch. F = Filter, L = Lufteintritt, M = Mischzylinder, P = Pumpenzylinder, S = Spülwasseraustritt, U = Umschaltung.

Der Mangangehalt des Trinkwassers, auf welchen zuerst Proskauer sowie v. Raumer die Aufmerksamkeit weiterer Kreise gelenkt haben, verursacht im großen und ganzen die gleichen Mißstände wie der Eisengehalt (Trübungen und Flockenbildungen durch ausgeschiedenes Manganoxyd im Wasser, Wucherung von Crenothrix manganifera, Verschlammung und Verstopfung der Wasserleitungsrohre u. dgl.). Das Mangan tritt in sehr wechselnden Mengen sowohl als Bikarbonat wie als Sulfat (z. B. in Breslau) auf. So wurden in dem Breslauer Leitungswasser zur Zeit der Mangankalamität bis gegen 100 mg Mangansulfat im Liter Wasser festgestellt, während sonst bereits Mengen von wenigen mg genügen, um besondere Maßregeln zur Entfernung des Mangans notwendig zu machen. Soweit bekannt, hat im übrigen das Mangan ebensowenig wie das Eisen einen unmittelbar gesundheitsschädigenden Einfluß, wenigstens nicht in den bisher beobachteten Mengen. Dort, wo das Mangan durch intensive Belüftung und Filtration, also mittels eines der geschilderten, unter Umständen etwas modifizierten Enteisenungsvorrichtungen nicht aus dem Wasser herausgeschafft werden kann, muß man zu anderen Hilfsmitteln seine Zuflucht nehmen. Man kann z. B. bei Einzelbrunnen das Mangan durch Ätzkalk entfernen, dessen anzuwendende Menge sich nach der vorhandenen Härte des Wassers richtet.

Eine brauchbare Methode scheint ferner die von Gans empfohlene Entmanganung des Wassers mittels künstlicher basischer Aluminiumsilikate (künstlicher Zeolithe) zu sein (D. R.-P. 197111 und 211118). Versuchsanlagen, welche nach diesem System arbeiten, bestehen zur Zeit in Glogau und Bernburg. Die Präparate, welche auch zur Enthärtung des Wassers mit Vorteil benutzt werden, führen den Namen „Permutit", und werden von der Firma J. D. Riedel, Berlin, in den Handel gebracht.

Nach Gans [87] haben die Aluminiumsilikate die Eigenschaft, bei Berührung mit Salzlösungen die in ihnen enthaltenen Basen gegen Alkalien, alkalische Erden, Eisen, Mangan usw. auszutauschen und durch Waschen mit entsprechenden Salzlösungen sich zu regenerieren. Bessere Ergebnisse als mit den Kalzium-Aluminatsilikaten allein [88] scheint man durch Kombination eines Kalziumpermutits mit höheren Oxyden des Mangans (Glogau) zu erzielen. Letztere haften durch geeignete Behandlung mechanisch fest am Permutitkorn und unterstützen als Katalysatoren (ähnlich wie der eisenhaltige Sand die Eisenausscheidung) den Austausch zwischen Kalzium und Mangan. Die Filtrationsgeschwindigkeit beträgt ungefähr 10—25 m in der Stunde. Die Regeneration des Filters erfolgt durch Lösungen von Kalzium- bezw. Kaliumpermanganat. Abgesehen von der Entfernung des Mangans und Eisens weist das behandelte Wasser wesentliche Änderungen seiner chemischen Beschaffenheit nicht auf, da die (im Überschuß angewandten) Fällungsmittel in Wasser nicht löslich sind. Es muß abgewartet werden, wie sich das Verfahren im großen bewährt. Die Kosten der Regeneration werden einstweilen auf 0,15—0,4 Pfg. pro cbm Wasser angegeben.

3. Enthärtung des Wassers. Für die technische Verwendung des Wassers ist unter Umständen seine Härte von großer Bedeutung, während dieselbe hinsichtlich seiner Verwendung zu Trinkzwecken minder wichtig zu sein scheint (vgl. S. 29). Die Härte eines Wassers wird bekanntlich bedingt durch die in ihm enthaltenen Kalk- und Magnesiasalze. Ein deutscher Härtegrad entspricht 10 mg CaO im Liter. Die Menge der Magnesia (MgO) wird durch Multiplikation mit 1,4 auf Kalk umgerechnet und als Kalkhärte in Anrechnung gebracht. Die an Kohlensäure gebundenen Erdalkalien bedingen die sogen. Karbonathärte (auch vorübergehende oder temporäre Härte genannt) des Wassers, die an Schwefelsäure, Chlorwasserstoffsäure und Salpetersäure gebundenen Erdalkalien bedingen die sogen. Mineralsäurehärte, auch bleibende oder permanente Härte genannt. Die Ausdrücke bleibende und vorübergehende Härte und ähnliche gründen sich bekanntlich auf die nicht ganz zutreffende Voraussetzung, daß die vorübergehende Härte durch Erhitzen des Wassers (Überführen der Bikarbonate in Monokarbonate) völlig beseitigt werden kann. Da die Zersetzung der Bikarbonate aber eine gewisse Zeit braucht, und die Monokarbonate des Kalziums und Magnesiums in kohlensäurefreiem Wasser nicht ganz unlöslich sind, so sind die genannten Ausdrücke nicht ganz korrekt und die Bezeichnungen Karbonathärte und Mineralsäurehärte vorzuziehen [89].

Daß harte Wässer, d. h. Wässer von etwa 20 Härtegraden an, für hauswirtschaftliche Zwecke, im besonderen zum Waschen und zum Kochen wenig brauchbar sind, ist allgemein bekannt. Die Seife bildet mit den Erdalkalien unlösliche Kalk- und Magnesiaseifen, von welchen besonders letztere störend sind. Die Reinigung der Wäsche wird bei Verwendung harten Wassers

nicht nur erschwert sondern auch durch den ungewöhnlich hohen Seifenverbrauch nicht unerheblich verteuert. Fleisch und Leguminosen kochen nicht weich und die Ausnützung der letzteren wird heruntergesetzt [90]. Wohlschmeckende Aufgüsse von Kaffee und Tee lassen sich mit hartem Wasser nicht bereiten. Von den Industrien beanspruchen manche Brauereien, die Brennereien, die Färbereien, die Bleichereien, die Wäschereien, die Gerbereien, die Zuckerfabriken u. a. m. ein verhältnismäßig weiches Wasser. Vor allem aber ist bekanntlich hartes Wasser zum Speisen der Dampfkessel nicht zu benutzen, weil es nicht nur zur Bildung von Kesselstein führt, sondern bisweilen auch bestimmte härtegebende Bestandteile des Wassers unmittelbar korrodierende Stoffe abspalten. So spaltet Magnesiumchlorid in der Hitze und unter Druck Salzsäure ab.

Kesselstein besteht seiner größten Menge nach aus Kalziumsulfat und Kalziumkarbonat. Besonders Wässer mit Mineralsäurehärte sind als Kesselsteinbildner gefürchtet. Die Übelstände der Kesselsteinbildung bestehen in der verminderten Wärmetransmission, so daß Heizmaterial verschwendet wird, in dem häufig notwendigen Abklopfen des Steins, wodurch die Kesselwandungen angegriffen werden können, und in Explosionen, hervorgerufen durch Überhitzung einzelner kesselsteintragender Stellen der Wand mit nachfolgender plötzlicher Loslösung der Inkrustation.

Zur Enthärtung des Wassers sind so viele mechanische und chemische Mittel angegeben worden, daß ihre Aufführung an dieser Stelle unmöglich ist. In bezug auf das Weichmachen von Kesselspeisewässern sei daher auf die ausführliche Monographie von E. und F. Wehrenfennig [91] verwiesen.

Um ein Urteil über den einzuschlagenden Weg der Enthärtung zu gewinnen, muß natürlich die Zusammensetzung des zu behandelnden Wassers hinsichtlich seines Gehaltes an Kalk und Magnesia, sowie seine Karbonathärte und sein Gehalt an freier Kohlensäure bekannt sein.

Die bisher hauptsächlich zum Weichmachen des Wassers angewandten Mittel sind Ätzkalk (CaO) und Soda (Na_2CO_3). Bikarbonate der Erdalkalien fallen durch den Kalkzusatz als Monokarbonate bezw. Hydroxyde aus, die Soda beseitigt die Mineralsäurehärte durch Bildung von Monokarbonaten oder Hydroxyden der Erdalkalien neben mineralsauren löslichen Verbindungen.

Die zum Weichmachen eines Wassers (Vorbehandlung des Wassers) nötigen Mengen an Kalk und Soda werden nach den Kalmanschen oder Pfeiferschen Formeln berechnet.

Nach Pfeifer wird der zur Enthärtung des Wassers nötige Kalkzusatz berechnet aus der Formel

$$\text{CaO (g pro cbm Wasser)} = 10 \cdot \text{Ht} + 1{,}4\,\text{MgO}.$$

Ht ist die Karbonathärte (temporäre Härte) in deutschen Graden, MgO ist Magnesia in mg pro Liter.

Der nötige Sodazusatz berechnet sich nach der Formel

$$Na_2CO_3 \text{ (g pro cbm)} = 18{,}9\ \text{Hp}.$$

Dabei bedeutet Hp die Mineralsäurehärte (permanente Härte) in deutschen Graden. Der Ätzkalk wird in Form gesättigten Kalkwassers (1,32 g CaO im Liter Wasser bei 15°), die Soda als 10proz. Lösung zugefügt.

Die in dieser Weise in der Kälte ausgeführte Vorbehandlung des Wassers, bei welcher zugleich etwaiges Eisen mit entfernt wird, nimmt 6—8 Stunden in Anspruch, bei gleichzeitiger Erwärmung verläuft der Prozeß schneller.

Da die Frage des Weichmachens der Wässer, im besonderen der Kessel-



speisewässer, mehr technisches als eigentliches hygienisches Interesse hat, so möge es genügen, von besonderen Vorrichtungen zur Reinigung von Kesselspeisewasser nur einige zu nennen und im übrigen auf Spezialwerke bezw. eingehendere Abhandlungen [92] über diesen Gegenstand zu verweisen. Genannt sei als Beispiel die Vorrichtung von A. L. G. Dehne in Halle a. S. (D. R.-P. 34415 und 43825) und die Vorrichtung von Derveaux-Reisert in Köln a. Rh. (D. R.-P. 84660).

Eine Anlage zur Enthärtung des Wassers einer zentralen städtischen Anlage besteht z. B. in Oberlin (Ohio) [93]. In Aschersleben hat man für eine ganze Badeanstalt die Enthärtung des Badewassers eingeführt.

Das oben bei der Entmanganung des Wassers genannte „Permutit" der Firma J. D. Riedel (Berlin) scheint auch für die Enthärtung des Wassers eine Bedeutung zu gewinnen [87], doch fehlt es auch nicht an ungünstigen Beurteilungen dieses Verfahrens [94]. Das zu enthärtende Wasser wird durch Natriumaluminatsilikat mit einer Geschwindigkeit von 1—10 m in der Stunde filtriert, so daß es an Stelle von CaO und MgO äquivalente Teile von Na_2O aufnimmt. Das Aluminatsilikat regeneriert man durch Waschen mit Chlornatriumlösung. Es ist eine Herabsetzung der Härte auf 0^0 möglich. Das enthärtete Wasser enthält statt Kalziumbikarbonat oder -sulfat Natriumbikarbonat oder -sulfat, ein Umstand, der hygienisch vielleicht doch nicht ganz gleichgültig ist. Zur Ausnützung des Verfahrens ist in Berlin-N. bereits die Permutitfilter-Co. begründet worden. Nach Siedler [95] belaufen sich die Reinigungskosten für 1 cbm Wasser von 20 Härtegraden hierbei auf 2,8 Pf. gegenüber etwa 3,5 beim Kalk-Sodaverfahren.

Auch für Wäschereien scheint das Permutitverfahren geeignet zu sein [96].

4. Entsäuerung des Wassers. Eine technisch und auch hygienisch unangenehme Eigenschaft mancher Wässer ist es, das zu ihrer Fassung und Ableitung benutzte Material anzugreifen. Es kommt hauptsächlich der Angriff von Blei, Eisen, Beton und Zement in Frage.

Was die bleilösenden Eigenschaften gewisser Wässer anlangt, so ist oben (S. 31) bereits das Notwendige darüber gesagt worden. Die Auflösung des Eisens und die Zerstörung der anderen genannten Stoffe interessiert zwar zunächst hauptsächlich den Wassertechniker, ist aber mittelbar auch hygienisch bedeutsam. Man kann nicht behaupten, daß die Ursachen, denen gewisse Wässer ihre agressiven Eigenschaften verdanken, völlig und systematisch erforscht sind, immerhin sind eine Reihe von Erfahrungen in dieser Beziehung gesammelt worden.

Im allgemeinen sind es die „sauren" Wässer, welche zerstörende Eigenschaften entfalten.

Die Sauerkeit eines Wassers wird in der Mehrzahl der Fälle durch freie Kohlensäure bedingt. Die freie Kohlensäure begünstigt bei Gegenwart von Sauerstoff die Lösung des Bleies, während die gebundene Kohlensäure (Hydrokarbonat) sie verringert. Luftfreies, aber kohlensäurehaltiges Wasser löst Eisen unter Wasserstoffentwicklung zu Ferrokarbonat auf [97], welches bei Luftzutritt in braunes Ferrihydroxyd übergeht.

Nach Heyn und Bauer [98] ist die Kohlensäure dagegen für den eigentlichen Rostprozeß nicht notwendig, von ursächlicher Bedeutung soll nur die Anwesenheit von freiem Sauerstoff sein. Dies gilt aber augenscheinlich nur für blankes Eisen.

Dem gegenüber haben Fälle der Praxis, z. B. die Erfahrungen mit dem Wasserleitungswasser der Stadt Frankfurt a. M., gezeigt [99], daß die Entfernung der freien Kohlensäure aus dem Wasser dem Angegriffenwerden von Eisen und Zement ein Ende bereitete. Auch die bleilösenden Eigenschaften des Wassers wurden dadurch beseitigt. Die Entfernung der Kohlensäure geschieht in Frankfurt durch Filtration über Marmorkies (Kalziumbikarbonatbildung). Hierdurch wurde die freie Kohlensäure von 30 mg auf 2—4 mg im Liter herabgedrückt, während die Härte um wenige Grade anstieg. Die Kosten (täglicher Verbrauch von 1400 kg Marmor) dieses Frankfurter Verfahrens sind natürlich nicht unerhebliche (0,2 Pf. pro cbm Wasser). Vgl. auch die Entsäuerung des Dessauer Wassers [100]. Als einfacheres Mittel zur Entsäuerung des Wassers empfiehlt Wehner [101] die Entfernung der Kohlensäure durch sogen. „Vakuumrieselung“ (Anlage in Freiberg i. Sa.). Ob auf diesem Wege ein gleich guter Effekt erzeugt wird wie durch die chemische Bindung der Kohlensäure bleibt abzuwarten.

Wegen des verschiedenen Verhaltens gußeiserner und schmiedeeiserner Röhren gegen den Angriff des Wassers vgl. Kröhnke [101a], Lueger [102] und Scheelhase (a. a. O.). Als Rostschutzmittel wird der Anstrich mit Siderosthen oder mit Inertol empfohlen.

Beobachtungen dafür, daß auch Beton- und Zementröhren vom Wasser korrodiert werden, finden sich ebenfalls in der Literatur. Völlig geklärt scheint aber auch diese Frage noch nicht zu sein [103]. In Wasser, welches aus Moorboden stammt, kann sich unter Umständen freie Schwefelsäure aus dem Schwefelkies bilden und diese kann dann zerstörend auf Betonröhren einwirken [104].

5. Reinigung durch Destillation. Die Reinigung des Wassers durch Destillation erfolgt gewöhnlich nur im kleinen, im besonderen gelegentlich bei der Trinkwasserversorgung der Seeschiffe und in manchen Zweigen der Industrie. In Gegenden, wo atmosphärische Niederschläge selten und Süßwasser weder oberflächlich noch durch Bohrungen zu erreichen ist, können auch größere Mengen destillierten Wassers gebraucht werden. Aus diesen Gründen trinken z. B. die Einwohner der Städte Baku und Krasnowodsk am Kaspischen Meere fast ausschließlich destilliertes Wasser. In Baku können täglich annähernd 1000 cbm destilliertes Wasser hergestellt werden. Auch die Speisung von Lokomotiven in großem Maßstabe mit destilliertem Wasser hat man in Rußland bereits eingeführt (System „Jagn-Koppel“).

Näheres über diese Anlagen sowie über Wasserdestillieranlagen überhaupt s. bei Bothas [105].

Literatur zu VI:

1) Steuernagel, Mitteil. a. d. K. Prüfungsanst. f. Wasservers. 1904, **4**, 45 u. Plan 10.
2) Bitter u. Gotschlich, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 384.
3) Schweikert, Ges.-Ing. 1907, S. 508.
4) Krueger, Z. f. Hyg. 1889, **7**, 86.
5) Koch, Mitteil. a. d. K. Ges.-Amte 1881, **1**, 35; Fraenkel, Z. f. Hyg. 1887, **2**, 521.
6) Fraenkel, Z. f. Hyg. 1889, **6**, 23.
7) Kabrhel, Arch. f. Hyg. 1903, **47**, 195; 1906, **58**, 345.
8) Kabrhel, Arch. f. Hyg. 1908, **64**, 295.

9) Schreiber, Mitteil. a. d. K. Prüfungsanst. f. Wasservers. 1906, **6**, 110; Hilgermann, Arch. f. Hyg. 1906, **59**, 150; Spitta u. Mueller, Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1909, **33**, 145.
10) Eggert, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 741.
11) Hofmann, Arch. f. Hyg. 1884, **2**, 145.
12) Piefke, Die Prinzipien der Reinwassergewinnung vermittelst Filtration, Berlin 1887 (Jul. Springer), und Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1887, S. 596; derselbe, Z. f. Hyg. 1889, **7**, 115.
13) Köhler, Physik. Eigenschaften des Sandes. Dissert. Karlsruhe 1906.
14) Strohmeyer, Die Algenflora des Hamburger Wasserwerkes, I. Teil, Leipzig (Wasserwerke), 1897.
15) Reinsch, Zentralbl. f. Bakt. 1894, I, **16**, 881.
16) Fraenkel, Dtsche. Viertelj. f. öffentl. Ges.-Pflege 1891, **23**, 47.
17) Pennink, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 615.
18) Kruse, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 70.
19) Fraenkel, a. a. O. S. 48 u. 49.
20) Kabrhel, Arch. f. Hyg. 1895, **22**, 335.
21) Reinsch, a. a. O.
22) Schuckmann, Die bakteriologische Kontrolle von Wasserwerken mit Filtrationsanlagen. Inaug.-Dissert. Breslau 1900.
23) Kurth, Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1895, **11**, 448.
24) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1899, S. 107.
25) Pannwitz, Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1898, **14**, 153.
25a) Marboutin, Annales de l'Observatoire Municipal Ville de Paris 1908, IX, zit. nach „Wasser und Abwasser" 1910, II, 535.
26) Fraenkel u. Piefke, Z. f. Hyg. 1890, **8**, 1.
27) Kabrhel, a. a. O.
28) Spitta, Arch. f. Hyg. 1903, **46**, 64.
29) Hazen, The Filtration of Public Water Supplies. New-York, John Wiley u. Sons.
30) Fuertes, Water Filtration Works. Ebenda.
31) Imbeaux, L'alimentation en eau et l'assainissement des villes. Vol. 1, Paris 1902, p. 140.
32) Koenig, J., Die Verunreinigung der Gewässer. 2. Aufl., 1. Bd. Berlin 1899, S. 110.
33) Fuller, Wasser und Abwasser. 1909, **1**, 570. Ref.
34) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1899, S. 107.
35) Blumenthal, Z. f. Hyg. 1909, **63**, 199.
36) Goetze, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1903, S. 965; 1907, S. 105 u. S. 128 und Ber. über d. XIV. internat. Kongr. f. Hyg. u. Dem. 1908, **3**, 152.
37) Engineering Record 1908, **58**, 536.
38) Die Wasserreinigungsanlagen der Wiental-Wasserleitung. Sonderdruck. Vgl. auch Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 275.
39) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 618.
40) Peters, Techn. Gemeindeblatt 1906/07, IX, 325, und Zentralbl. der Bauverwalt. 1908 S. 408; Koehler, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1907, S. 282; Imbeaux u. Hazen, Bericht über den XIV. internat. Kongreß f. Hyg. und Dem. 1908, **3**, 182; Dieckmann, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 953.
40a) Clemence, zit. nach „Wasser und Abwasser" 1910, III, 159.
41) Proskauer, Z. f. Hyg. 1893, **14**, 250.
41a) Dunbar, Deutsche Viertelj. f. öff. Gesundhpfl. 1905, **37**, 543.
41b) Marboutin, a. a. O., zit. nach „Wasser und Abwasser" 1910, II, 538.
42) Dimitri, Travaux du comité consultatif d'hygiène publique de France 1906, **35**, 712; Miquel et Mouchet, Annales de Montsouris 1906, T. 7 und Revue scientifique 1907, p. 33 u. 68; Baudet, Revue d'Hygiène 1907, p. 689; Chassevant, L'hygiène générale et appliquée 1909, **3**, p. 513; Marboutin, Mémoires et travaux de la société des ingenieurs civils de France 1909, **62**, 258.
43) L. Baudet, Filtres à sable non submergé. Dunot et E. Pinot 1908, Paris.
44) Gaultier, La technique sanitaire 1908, Suppl. p. 113; ebenda 1910, p. 27.
44a) La technique sanitaire 1910, p. 27.
45) Goetze, a. a. O.; Rammul, Dtsche. Viertelj. f. öffentl. Ges.-Pflege 1909, **41**, 270.
46) Gerhard, Ges.-Ing. 1909, S. 205, 221, 237, 253, 305, 321, 341, 357, 373 und 393; J. Koenig, Die Verunreinigung der Gewässer. 2. Aufl., 1899, I, 144; Fuertes, Hazen, a. a. O.

47) Blagden, Filtration Works for Supplying the Town of Alexandria with Potable Water. London 1907 (William Clowes and Sons).
48) Beschreibung bei Fuertes, Water Filtration Works, p. 231.
49) Gesundheitsing. 1903, S. 554.
49a) Gieseler, Gesundh.-Ing. 1910, S. 863.
50) Bitter, Rapport sur l'efficacité du „Jewell" filtre, Alexandrie 1903.
51) Gotschlich, Rapport sur les expérinces faites avec le „Jewell" filtre à Alexandrie, pp. Municipalité d'Alexandrie.
52) Schreiber, Mitteil. a. d. K. Prüfungsanst. f. Wasservers. 1906, **6**, 88.
53) Friedberger, Z. f. Hyg. 1908, **61**, 355.
54) Bitter und Gotschlich, Z. f. Hyg. 1908, **59**, 379.
55) Hilgermann, Viertelj. f. ger. Med. u. öffentl. Sanitätswesen 1906, **32**, 336.
56) Gieseler, ebenda, 1907, **33**, 183.
57) Fraenkel, Hyg. Rundschau 1900, S. 817.
58) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1905, S. 1112; Ges.-Ing. 1910, S. 592.
59) Wentzki, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 1013.
60) Gruenberger u. Rotky, Prager med. W. 1905, **30**, 605.
61) Gesundh.-Ing. 1909, S. 102.
62) Wolters, Z. f. ang. Chemie 1909, S. 865; Hugh Barr, Ges.-Ing. 1910, S. 461.
63) Gotschlich, In Kolle-Wassermanns Handb. der pathogenen Mikroorganismen 1904, **4**, 50.
64) Wittneben, Hyg. Rundschau 1906, S. 819.
65) Hofstaedter, Arch. f. Hyg. 1905, **53**, 205.
66) Craw, Journ. of Hyg. 1908, **8**, 70.
67) Bulloch u. Craw, Journ. of Hyg. 1906, **6**, 408; Bulloch, Craw u. Atkin, ebenda 1908, **8**, 63; Bulloch u. Anderson, ebenda 1909, **9**, 35.
68) Engineering Record 1906, p. 392.
69) Klut, Mitteil. a. d. K. Prüfungsanst. für Wasservers. 1909, **12**, 225; Noll, Zeitschr. f. angew. Chemie 1910, S. 107.
70) Piefke, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1891, S. 61 u. 85.
71) Proskauer, Z. f. Hyg. 1890, **9**, 151.
72) Dunbar, Z. f. Hyg. 1896, **22**, 704; vgl. auch Thiem und Fischer, Viertelj. f. öff. Ges.-Pflege 1897, **29**, 8.
73) Schmidt u. Bunte, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1903, S. 481 u. 503.
74) Darapsky, Enteisenung von Grundwasser. Leipzig 1905 (Leineweber) u. „Gesundheit" 1906, S. 385 und 417.
75) Schlegel u. Merkel, Chemiker-Ztg. 1907, S. 396.
76) Schwers, La déferrisation des eaux potables en Allemagne et aux Pays-Bas. Paris 1908; vgl. auch Rev. d'Hyg. et de Police san. 1908, **30**, 11, 100, 185, 287, 643, 756, 846.
77) Prinz, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1902, S. 163.
78) v. Leliwa, Dtsche. med. W. 1909, S. 1396.
79) Ges.-Ing. 1900, S. 105.
80) Darapsky, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1907, S. 1160.
81) Wagner, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 55; Bamberg, Sitzungsbericht der polytechn. Gesellsch. vom 18. März 1909; Vortrag abgedruckt in „Die Welt der Technik" 1909; Prigge, Hyg. Rundschau 1909, S. 1161.
81a) Kröhnke, Die Reinigung des Wassers für häusliche u. gewerbl. Zwecke. Sammlg. chem. u. chem.-techn. Vorträge 1900, V, 55. Stuttgart (Enke).
82) Wernicke u. Weldert, Mitteilgn. a. d. K. Prüfungsanst. f. Wasservers. 1907, **8**, 176.
83) Literatur u. a. bei Luebbert, Viertelj. f. öff. Ges.-Pflege 1905, **37**, 581; vgl. ferner Finger, Klin. Jahrb. 1908, **19**, 113; Peters, Z. f. Hyg. 1908, **61**, 247.
84) Schreiber, Mitteilg. a. d. K. Prüfgs.-Anst. f. Wasservers. 1906, **6**, 52; Darapsky, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1907, S. 1160 u. a. a. O.
85) Toebben, Ges.-Ing. 1907, S. 745 u. 761.
86) Luedecke, Ges.-Ing. 1907 S. 372 u. 546; Luehrig, Z. f. Unters. d. Nahr.- u. Genußm. 1907, **13**, 441; **14**, 40; Ges.-Ing. 1908, S. 629 u. 645; Beyschlag u. Michael, Z. f. prakt. Geologie 1907, S. 153; Debusmann, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 963 u. 990; Oettinger, Klin. Jahrb. 1908, **19**, 305; Ergebnisse der Untersuch. über die Ursachen der Grundwasserverschlechterung in Breslau. Gutachten u. Vorschläge, I. u. II. Teil.



87) Gans, Mitteil. a. d. K. Prüfungsanst. f. Wasservers. 1907, **8**, 103; Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1907, S. 1026; Chem.-Ztg. 1907, S. 355; die Chem. Industrie **1909**, S. 197, 1910, S. 48 u. 66; Dtsche. Viertelj. f. öffentl. Ges.-Pflege 1910, **42**, 545; vgl. auch Techn. Gembl. 1909/10, XII, 222; Noll, Ges.-Ing. 1908, S. 533.
88) Luehrig und Becker, Chem.-Ztg. 1908, **32**, 514 u. 531.
89) Klut, Ges.-Ing. 1907, S. 517; derselbe, Pharmazeut. Ztg. 1907, S. 951.
90) Richter, Arch. f. Hyg. 1903, **46**, 264.
91) E. u. F. Wehrenfennig, Über die Untersuchung und das Weichmachen des Kesselspeisewassers. 2. Aufl., Wiesbaden (Kreidel) 1905.
92) Wehrenfennig, a. a. O.; J. Koenig, Die Verunreinigung der Gewässer. 2. Aufl. (1899), **1**, 205.
93) Kimberley, Wasser u. Abwasser 1910, **2**, 310. Ref.
94) Wittels und Welwart, Ges.-Ing. 1908, S. 795. Ref.
95) Siedler, Z. f. ang. Chemie 1909, S. 1019.
96) Internat. Wäschereiztg. 1909, S. 322.
97) Klut, Ges.-Ing. 1907, S. 517.
98) Heyn und Bauer, Mitteil. a. d. K. Materialprüf.-Amt 1908, S. 1.
99) Scheelhase, Dtsche. Bauzeitung 1908, **42**, 153; vgl. auch Ges.-Ing. 1908, S. 217; Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1909, S. 822.
100) Paul, Ohlmueller, Heise u. Auerbach, a. a. O., IV, 18.
101) Wehner, Die Sauerkeit der Gebrauchswässer usw. u. die Vakuumrieselung. Frankfurt a. M. 1904; derselbe, Gesundheit 1908, S. 747.
101a) Kröhnke, Ges.-Ing. 1910, S. 393.
102) Vgl. die entsprechenden Kapitel in Lueger, Die Wasserversorgung der Städte 2. Abt. Leipzig 1908.
103) Ges.-Ing. 1909, S. 18.
104) Bredtschneider, Ges.-Ing. 1909, S. 294.
105) Bothas, Massendestillation von Wasser. Berlin (Springer) 1908.

VII. Die Desinfektion bezw. Sterilisation des Trinkwassers.

Die Entfernung der Mikroorganismen aus dem Trinkwasser ist, wie wir gesehen haben, durch eine rationell betriebene und eingerichtete Sandfilteranlage so weit möglich, daß das filtrierte Wasser praktisch als gesundheitsunschädlich betrachtet werden darf. Schon lange aber hat man versucht, auf physikalischem oder chemischem Wege statt der „Absiebung“ der Mikroorganismen ihre Vernichtung im Wasser unmittelbar zu erreichen. Diese Versuche sind sowohl für die Wasserversorgung im kleinen wie im großen angestellt worden, haben aber verhältnismäßig nur wenig praktische Erfolge erzielt.

A. Vernichtung der Bakterien auf physikalischem Wege.

Für die Wasserversorgung im kleinen ist stets das Abkochen des Wassers die beste Methode der Sterilisation, da die für den Menschen gewöhnlich in Betracht kommenden Krankheitserreger auf diesem Wege sicher abgetötet werden. Allerdings leidet der Genußwert des Wassers durch das Abkochen, so daß häufig die nachträgliche Hinzufügung von Geschmackskorrigenzien (z. B. Fruchtsäften, Abkochungen von Tee u. dgl.) oder die Imprägnierung mit Kohlensäure notwendig wird. Das einfache Abkochen des Wassers im Topfe ist, wenn es sich um etwas größere Wassermengen handelt, unwirtschaftlich wegen eines zu großen Brennstoffverbrauches und der zu langsam erfolgenden Wiederabkühlung des Wassers.

Die nach dem Prinzip des Gegenstroms arbeitenden, besonderen

Wasserkochapparate [1] (Deutsche Kontinentalgasgesellschaft in Dessau, Siemens & Co., Berlin, System Forbes, System Lepage u. a.) benutzen die Wärme des ablaufenden, sterilisierten Wassers zum Anwärmen des frisch hinzutretenden, kalten. Dabei kühlt sich das sterilisierte Wasser so weit ab, daß es nur wenige Grade wärmer aus dem Apparat herausläuft, als es in ihn eingetreten ist.

Die Apparate sind für kontinuierlichen Betrieb eingerichtet, mit Gas oder auch mit anderen Brennmaterialien heizbar und liefern stündlich eine nicht unbeträchtliche Menge (z. B. 30 Liter) abgekochten Wassers. Dasselbe pflegt etwas schmackhafter zu sein als das auf gewöhnliche Weise abgekochte.

Von sonstigen Wassersterilisierungsapparaten wären zu nennen die Apparate der Firmen: Grove, A. Hartmann, Kade [2], Rietschel & Henneberg [3], Schäffer & Walcker in Berlin und Pape & Henneberg und A. Schmidt Söhne in Hamburg.

Wegen der bakteriologischen Prüfung derartiger Apparate vgl. die Abhandlung von Schüder und Proskauer [4].

Das Abkühlen hat irgendeinen praktischen Desinfektionswert nicht, da es bekannt ist, daß sowohl Choleravibrionen wie Typhusbazillen sich tage- bis monatelang im Eis lebensfähig halten können [5]. dagegen kommt der Abkühlung des Wassers bisweilen deshalb ein erheblicher praktischer Wert zu, weil der Genuß lauwarmen Wassers ekelerregend wirkt, und das Durstgefühl mit solchem Wasser nur unvollkommen gestillt wird. Die Abkühlung des Wassers bei Mangel an Eis geschieht am einfachsten mit Hilfe der Verdunstungskälte. In den warmen Gegenden füllt man seit alters her zu diesem Zweck das Wasser in Gefäße aus schwach gebranntem (nicht glasiertem) Ton. Ein Teil des Wassers sickert durch die Wand und verdunstet an der Außenfläche. Man kann auch die Wasserbehälter mit feuchten Tüchern umgeben. Es ist sogar vorgeschlagen worden [6], dieses Verfahren auch in größerem Maßstab anzuwenden. Vorbedingung für einen guten Kühlerfolg ist aber stets eine geringe relative Feuchtigkeit der Luft und nicht zu schwache Luftbewegung.

Von sonstigen physikalischen Faktoren, welche man zur Sterilisierung von Wasser nutzbar machen könnte, wäre das Licht zu nennen. Daß die ultravioletten Strahlen des Lichtes eine stark bakterizide Wirkung haben, ist schon seit mehreren Jahren namentlich durch die Arbeiten der Finsenschen Schule bekannt und durch Thiele und Wolf [7] unmittelbar experimentell nachgewiesen worden. Der neuerdings von französischen Autoren [8] aufgenommene Gedanke, Wasser und andere Flüssigkeiten durch ultraviolette Strahlen zu sterilisieren, benützt also bekannte Tatsachen für einen besonderen Zweck. Es erscheint indessen einstweilen noch zweifelhaft, ob auf diesem Wege etwas praktisch Brauchbares erreicht werden wird.

Da die ultravioletten Strahlen großenteils von Glas absorbiert werden, müssen zu ihrer Erzeugung Lampen verwendet werden, deren Umhüllung diese Strahlen passieren läßt. Bekanntlich benutzt man daher für solche Zwecke hauptsächlich Quarzlampen (Quarzlampengesellschaft m. b. H., Hanau).

Über die Kombination von Lichtwirkung und Wirkung chemischer Mittel (Zitronensäure) zur Sterilisation von Trinkwasser berichtet Riegel [9].

Zurzeit kommt von den physikalisch wirkenden Mitteln nur das Erhitzen für die Sterilisierung des Wassers ernsthaft in Frage.



B. Vernichtung der Bakterien durch chemische Mittel.

1. Halogene, Superoxyde usw. Chemische Mittel hat man in großer Auswahl zur Keimfreimachung des Trinkwassers herangezogen. Eine Übersicht über die bisher angestellten Versuche geben Schüder [1] und Hetsch [10].

Sieht man zunächst vom Ozon ab, so sind es hauptsächlich folgende chemische Stoffe, welche man als Desinfektionsmittel für Wasser anzuwenden versucht hat, das Brom, das Chlor, das Jod, Superoxyde, Fluor- und Kupferverbindungen sowie das Kaliumpermanganat.

Das hauptsächlich zuerst von Schumburg [11] empfohlene Brom hat sich nach den Untersuchungen von Schüder [12] und Engels [13] als ein zuverlässiges, d. h. wirklich alle Keime vernichtendes Mittel nicht bewährt.

Die Entfernung des überschüssigen Broms geschah durch Ammoniak, bezw. ein Gemisch von Natriumsulfit und Natriumkarbonat.

Auch Morgenrot und Weigt [14] machten in der Praxis keine zufriedenstellenden Erfahrungen mit der Schumburgschen Methode.

Ähnlich ging es mit dem Chlor.

Dasselbe, ursprünglich von Traube [15], dann in etwas abgeänderter Form auch von Lode [16] in der Form des Chlorkalks empfohlen, hat ebenfalls nicht in den angewandten Mengen den Erwartungen entsprochen, wie die Nachprüfungen von Bassenge [17], Rabs [18] und Engels [19] ergeben haben. Die Entfernung des überschüssigen Chlors wurde durch Zugabe entsprechender Mengen von Natriumsulfit erzielt. Steigert man den Chlorkalkzusatz so weit, daß eine sichere Desinfektion gewährleistet wird (0,5 : 1000 bei gleichzeitigem Salzsäurezusatz), so leiden die übrigen Qualitäten des Wassers. Von anderen Chlorpräparaten wurde das Natriumhypochlorit durch Hünermann und Deiter [20] empfohlen. In Amerika wurden die (neuerdings meist auf elektrolytischem Wege hergestellten) Hypochlorite [21] für die Trinkwassersterilisation im großen geprüft [22] und damit zum Teil annähernde Sterilität oder wenigstens eine erhebliche Verminderung der Bakterien erreicht. So sterilisiert Jersey City (Fabrikstadt am Hudson, New York gegenüber), welches sein Wasser aus der Talsperre des Rockawayflusses bezieht, die täglich gebrauchte Wassermenge (150000 cbm) mit Kalziumhypochlorit, welches in Form einer $\frac{1}{2}$—1 proz. Lösung zugesetzt wird. Auf 1000 cbm Wasser werden 600 g Kalziumhypochlorit gebraucht. Das so behandelte Wasser soll nur noch vereinzelte Keime enthalten, während das Rohwasser bis 20000 Keime beherbergt. In 10 ccm des Wassers soll das B. coli gewöhnlich nicht mehr nachweisbar sein [23]. Nach neueren Angaben wird übrigens auch der Chlorkalk in großem Umfange zur Trinkwasserdesinfektion in Nordamerika benutzt [23a].

Nicht ungünstig scheinen nach den Angaben der Literatur [24] im allgemeinen die Erfahrungen zu sein, welche man mit dem von Duyk (System Howatson) eingeführten Ferrochlorverfahren in der Praxis gemacht hat.

Eisenchlorid und Chlorkalk werden hier dem Wasser gleichzeitig zugeführt, wobei sich neben Kalziumchlorid Eisenoxyd bildet, welches eine ausfällende Wirkung ausübt, und unterchlorige Säure, welche desinfizierend wirkt. Das mit den Chemikalien gemischte Wasser passiert Schnellfilter und gelangt alsdann zur Verwendung. Eine derartige Anlage findet sich in Middelkerke [25] in Belgien.

Nach der Ansicht Hetschs (a. a. O.) spielt bei diesem Prozeß indessen die Filterwirkung eine bedeutend größere Rolle als die Wirkung des Oxydationsmittels, dessen Mengen seiner Ansicht nach absolut unzureichend sind.

Die in Ostende geübte Desinfektion des Trinkwassers mittels Chlortetroxyd erscheint aus verschiedenen Gründen (hohe Kosten, Explosivität des Mittels u. a.) als eine nicht diskutierbare Methode.

Zur Beseitigung lästigen Algenwachstums in Reservoiren usw. soll sich elektrolytisch hergestelltes Chlor noch besser bewährt haben als das Kupfersulfat, da jenes schon in Mengen von 1 : 1000000 das Wachstum der Algen verhindert und außerdem sehr rasch aus dem Wasser verschwindet [26].



Das Jod ist zur zeitweisen Sterilisation kleinerer Wassermengen (z. B. im Felde) von Vaillard [27] empfohlen worden.

Er läßt drei verschiedene Sorten von Pastillen anfertigen. Die ersten (blau gefärbt) enthalten Kaliumjodid und Natriumjodat, die zweiten (rot gefärbt) Weinsteinsäure und die dritten Natriumthiosulfat. Man löst eine Pastille No. 1 in 1/4 Liter Wasser, dann eine Pastille No. 2 und schüttet die durch frei gewordenes Jod braungefärbte Flüssigkeit in ein Liter Wasser. Nach 10 Minuten fügt man zur Beseitigung des freien Jods eine Pastille No. 3 hinzu. Derartige Verfahren sind natürlich nur ein vorübergehender Notbehelf.

Von den Superoxyden hat man das Wasserstoffsuperoxyd und das Magnesiumsuperoxyd zu Desinfektionszwecken herangezogen.

Früher von Schumburg [28] mit Wasserstoffsuperoxyd ausgeführte Versuche hatten kein befriedigendes Resultat. Neuere Versuche von Reichel [29] ergaben, daß bei 24 Stunden langer Einwirkungszeit 0,5 ‰ Wasserstoffsuperoxyd, bei 6 Stunden langer Einwirkungszeit 1,5 ‰, bei 3—4 Stunden langer Einwirkungszeit 5 ‰ nötig waren, um Kolibazillen in sterilisiertem Wasser zu vernichten. Außerdem wäre es nötig, bei den 0,5 ‰ übersteigenden Mengen den Überschuß des H_2O_2 durch ein katalytisch wirkendes Ferment (z. B. Hepin) zu entfernen, da sonst der Geschmack (und wohl auch die Bekömmlichkeit) des Wassers leidet. Auch Croner [30] hat das bakterizide Verhalten des Wasserstoffsuperoxyds untersucht.

Nach Hetsch (a. a. O.) vermag man durch Zugabe von 0,15 ccm Perhydrol zu einem Liter Wasser Typhusbazillen, welche in nicht zu großer Zahl (1/10 Öse einer Agarkultur) in das Wasser eingebracht sind, abzutöten. Die Einwirkungsdauer scheint 20 Min. betragen zu haben.

In statu nascendi (z. B. bei Anwendung von Kalziumsuperoxyd) soll nach Bonjean [31] das H_2O_2 energischer wirken, was von Christian [32] bestritten wird. Das von Freyssinge und Roche [33] neuerdings empfohlene „Bikalzitverfahren" erzielt das Freiwerden von Wasserstoffsuperoxyd durch Zugabe von Kalziumsuperoxyd (in Verbindung mit Aluminiumsulfat). Mit 0,5 g „Bikalzit" pro Liter konnte Hetsch eine Abtötung der in sterilisiertes Leitungswasser eingebrachten Typhusbazillen erzielen.

Magnesiumsuperoxyd wird als Wassersterilisierungsmittel neuerdings von den „Oxydin-Sterilisierungswerken G. m. b. H." Berlin vertrieben, allerdings nur zur Herstellung keimfreier und sauerstoffhaltiger Mineralwässer. Die Kohlensäure der Mineralwässer soll das Wasserstoffsuperoxyd frei machen. Nach Croner [34] tritt zwar eine Sterilisation des Wassers durch Mengen von 0,7—1,0 g Magnesiumsuperoxyd pro Liter Wasser nicht ein, wohl aber eine ausreichende Desinfektionswirkung. Es bleibt aber ziemlich viel H_2O_2 im Wasser zurück. Der Geschmack der Wässer soll nicht wesentlich alteriert werden.

Von den zur Trinkwassersterilisierung empfohlenen Fluor-Verbindungen hat nur das Fluorsilber eine gewisse Beachtung gefunden.

Dasselbe wurde von Paternò und Cingolani [35] unter dem Namen „Tachyol" empfohlen und sollte schon in Mengen von 1:400000—500000 keimvernichtend wirken. Bei diesem Mengenverhältnis tritt zwar zunächst noch eine Trübung des Wassers ein, dieselbe verschwindet aber in längstens 24 Stunden. Das Desinfektionsmittel soll 1/2 bis 1 Stunde einwirken, worauf die nicht sporenhaltigen Bakterien abgetötet sind.

Bei Wässern mit viel organischen Substanzen müssen höhere Konzentrationen (1:200000) angewandt werden. Selbst bei dieser Konzentration soll aber ein unangenehmer Geschmack nicht bemerkbar sein.

Die Nachprüfungen des Verfahrens (Foà e Corsini, de' Rossi, Kerez, Hetsch) haben wechselnde Ergebnisse gehabt. Hetsch konnte bei einer Konzentration von 1:500000 wohl die Abtötung eingesäter Choleravibrionen, nicht aber die von Typhus- und Ruhrbazillen beobachten. Bei einer Konzentration von 1:200000 wurden Choleravibrionen (1/10 Öse Agarkultur) in 10 Minuten, Typhus- und Ruhrbazillen in frühestens 20 Minuten abgetötet. Bei steigender Bakterieneinsaat werden die Verhältnisse sehr viel ungünstiger.

Etwas schwächer noch wirkte „Isotachyol" (Kieselfluorsilber).

Über die Brauchbarkeit der bakteriziden Wirkung von Kupfersalzen in der Praxis der Wasserversorgung sind zuerst in Amerika eingehendere Beobachtungen angestellt worden, obgleich die oligodynamische Wirkung des

Kupfers auf lebende Zellen ja längst bekannt war [36]. Nach Moore und Kellermann und Kellermann und Beckwith [37] besitzen schon sehr geringe dem Wasser zugesetzte Mengen von Kupfersalzen die Fähigkeit, nicht nur das Algenwachstum zu verhindern, sondern auch einen großen Teil der Bakterien, einschließlich der pathogenen, zu vernichten. Nach anderen Angaben soll eine Lösung von einem Teil kristallisierten Kupfersulfats auf 10000 Teile Wasser innerhalb 3 Stunden Typhus- und Kolibazillen abtöten. Ein 24 Stunden langer Aufenthalt infizierten Wassers in kupfernen Gefäßen soll ferner genügen, um ein Wasser zu desinfizieren.

Nach Krämer [38] reicht schon das Hineinhängen eines blanken Kupferstücks in infiziertes Wasser aus, um dasselbe in 2—4 Stunden zu desinfizieren.

Clark und Gage [39] stellten demgegenüber fest, daß diese Desinfektionswirkung eine recht unsichere ist. Damit sie zuverlässig eintritt, müssen die Einwirkungszeiten sehr groß gewählt oder höhere Konzentrationen (1:1000) angewendet werden. Solche Mengen machen das Wasser natürlich zum Genuß unbrauchbar.

Da aber die Ergebnisse dieser Versuche mit der Mehrzahl der von anderer Seite angestellten Experimente im Widerspruch stehen [40], wäre eine endgültige Klärung der Frage notwendig. Nicht ohne Bedeutung für die Wirkung des Kupfers scheint der jeweilige Gehalt des betreffenden Wassers an freier Kohlensäure und Hydrokarbonat zu sein. Gewisse Stoffe vermögen nach Phelps die bakterizide Wirkung des Kupfers auf die im Wasser befindlichen Bakterien herabzusetzen [41].

Mehr Übereinstimmung als hinsichtlich der bakteriziden Eigenschaften herrscht über die vernichtende Wirkung des Kupfers und seiner Salze auf das Algenwachstum. Kupfersulfatmengen von 1:100000 bis 1:50000000 haben auf einzelne Algen bereits schädigenden Einfluß [42]. Man kann das Kupfersulfat daher zur Verhütung des Algenwachstums in Reservoiren, Stauweihern u. dgl. gelegentlich anwenden, da die in Frage kommenden kleinen, gelöst bleibenden Kupfersalzmengen nicht imstande sind, die menschliche Gesundheit zu schädigen. Der größte Teil des in das Wasser hineingebrachten Kupfersalzes pflegt sich, wie schon einmal erwähnt, wieder auszuscheiden und in den Schlamm überzugehen.

Auch das Kaliumpermanganat hat man zur Wasserdesinfektion heranzuziehen versucht [43], indem man es mit anderen Chemikalien (Alaun, Soda, Kalk, Eisensulfat, Mangansulfat) kombinierte und auf diese Weise neben der ausfällenden Wirkung eine Desinfektionswirkung erzielte. Eine praktische Bedeutung scheint diesem Verfahren jedoch einstweilen nicht zuzukommen. Auf die Benutzbarkeit des Kaliumpermanganats für die Vorreinigung des Wassers ist schon S. 74 hingewiesen worden, desgleichen auf die Kombination des Permanganats mit dem Permutitverfahren (S. 101). Ob und gegebenenfalls inwieweit bei diesem Verfahren die Permanganate auch eine gewisse Desinfektionskraft ausüben, möge dahingestellt bleiben (vgl. hierzu das D. R.-P. Nr. 227087).

Der Desinfektionswert anorganischer und organischer Säuren ist bekannt. Sie desinfizieren nach Maßgabe ihres elektrolytischen Dissoziationsgrades [44], Salzsäure demnach stärker als Schwefelsäure und die organischen Säuren (Essigsäure, Zitronensäure etc.) sehr viel schwächer als diese beiden. Besonders empfindlich gegen Säure ist bekanntlich der Choleravibrio, während der Typhusbazillus verhältnismäßig viel Säure verträgt.

Die starken Mineralsäuren, im besonderen die Schwefelsäure, werden neuerdings gelegentlich zur Desinfektion des gesamten Rohrnetzes

einer verseuchten Wasserleitung benutzt [45]. Es wird in das Wasserreservoir so viel rohe Schwefelsäure gegossen, daß der Gehalt des Mischwassers an Schwefelsäure 2‰ beträgt. Nach 12 Stunden langem Stehen erfolgt dann, bei allerorts geöffneten Zapfhähnen, eine kräftige Durchspülung des ganzen Netzes mit dem schwefelsauren Wasser. Im übrigen werden zur Desinfektion von Wasserleitungen auch Ätzkalk [46], Chlorkalk [47] und Hypochlorite [48] empfohlen.

Als chemisches Desinfektionsmittel für Trinkwassermengen zum Gebrauch für den Einzelnen können naturgemäß nur eine kleine Zahl von Desinfizientien in Betracht kommen, welche das Wasser nicht ungenießbar machen.

Abgesehen vom Wasserstoffsuperoxyd und den Peroxyden kommt hier in Betracht die Zitronensäure und der Zusatz von Alkohol. Die Zitronensäure [49] vermag nach Liefmann und Riegel in Mengen von 6‰ (nebst 50‰ Rohrzucker) dem Wasser zugesetzt bei Zimmertemperatur Choleravibrionen in 15—30 Minuten, Typhusbazillen dagegen erst in 22 bis 24 Stunden zu vernichten. Durch gleichzeitige intensive Sommersonnenbestrahlung [9] ließ sich diese Zeit auf 5 Min. bezw. $1\frac{1}{2}$ Stunden abkürzen. Auch in Wein-Wassermischungen starben Choleravibrionen entsprechend dem Säuregrad der Mischung verhältnismäßig schnell ab [50]. Die desinfizierende Wirkung des Alkohols tritt gegenüber der Säurewirkung jedenfalls in den üblichen alkoholischen Getränken, abgesehen vom Branntwein, zurück.

Die schwächste Säure, die Kohlensäure [51], wirkt ebenfalls wachstumshemmend oder abtötend auf eine Reihe von pathogenen Keimen, zumal bei erhöhtem Druck. Die Ergebnisse der in dieser Hinsicht gemachten Versuche sind aber nicht ganz eindeutig. Auf eine gewisse Desinfektionswirkung kann jedenfalls nur bei längere Zeit gelagerten Mineralwässern gerechnet werden.

Haben die bisher besprochenen Verfahren der Wasserdesinfektion durch Chemikalien besondere Vorzüge und praktische Erfolge im allgemeinen nicht aufzuweisen, so gilt dies nicht von der:

2. Trinkwassersterilisation durch Ozon. Dieses Verfahren ist vielmehr sehr gut praktisch durchgebildet worden und sowohl im großen wie im kleinen mit Erfolg zur Anwendung gelangt. Über die physiologischen Wirkungen des Ozons auf Enzyme, Bakterien, höhere Pflanzen und Tiere vgl. die Arbeit von Sigmund [52]. Daselbst findet sich auch ein Teil der Literatur aufgeführt.

Ihren Ausgang nahmen die Versuche, das Ozon zu dem genannten Zwecke nutzbar zu machen, von den im Berliner Laboratorium der Firma Siemens & Halske ausgeführten Arbeiten von Frölich [53], Erlwein u. a., welche sich die Aufgabe gestellt hatten, Apparate zu konstruieren, vermittels deren die Herstellung von Ozon aus der atmosphärischen Luft in größerem Maßstabe möglich war. Sie gaben der von W. von Siemens angegebenen Ozonröhre (Ozonbildung aus dem Sauerstoff der atmosphärischen Luft durch Glimmentladung) eine Form, die ihre Verwendung im großen aussichtsreich erscheinen ließ.

Ohlmüller [54] prüfte dann zuerst die Einwirkung ozonhaltiger Luft auf Bakterien in wässerigen Flüssigkeiten und fand, „daß das Ozon auf Bakterien, welche im Wasser aufgeschwemmt sind, in kräftiger Weise zerstörend unter der Bedingung einwirkt, daß das Wasser nicht zu stark mit lebloser organischer Substanz verunreinigt ist. Der Erfolg ist der gleiche, wenn die Menge der leblosen organischen Masse bis zu einem gewissen Grade durch das Ozon oxydiert ist." Nachdem auf diese Weise eine Grundlage gegeben



war, von welcher aus praktisch weiter gearbeitet werden konnte, wurden auch in anderen Ländern Ozonapparate ähnlicher Systeme und einzelne Versuchsanlagen gebaut. Zu nennen sind hier die Apparate von Abraham und Marmier und Otto in Frankreich und von Vosmaer in Holland.

Siemens & Halske errichteten 1898 ein Versuchsozonwasserwerk in Martinikenfelde bei Berlin [55].

An dieser Versuchsanlage stellten Ohlmüller und Prall [56], ferner Schüder und Proskauer [57] genauere Versuche an. Letztere Autoren dehnten ihre Versuche auch auf ein in Schierstein am Rhein im Auftrage der Stadt Wiesbaden von der Firma Siemens & Halske ausgeführtes Ozonwasserwerk aus, dessen nähere Beschreibung Erlwein [58] gegeben hat.

Bei den Versuchen von Ohlmüller und Prall, welche mit Spreewasser angestellt wurden, fand sich, daß bei einem Sauerstoffverbrauch des Rohwassers von 4,2—7,1 mg im Liter und bei einer Ozonkonzentration von 3—5 g pro cbm Luft (stündlich wurden 5—10 cbm Wasser ozonisiert) die Keimzahlen des Rohwassers von etwa 6000—48000 im ccm auf 1—28 im ccm herabgesetzt wurden. Die Oxydierbarkeit des Wassers nahm dabei gleichzeitig um etwa 1—2,5 mg ab. Wurde das Rohwasser mit Choleravibrionen und Typhusbazillen künstlich infiziert, so ließen sich diese pathogenen Keime im ozonisierten Wasser nicht mehr nachweisen. Proskauer und Schüder konnten zwar durch eine verfeinerte Untersuchungsmethodik zunächst noch einzelne Choleravibrionen und Typhuskeime im ozonisierten Wasser feststellen; als aber einige technische Verbesserungen in der Anlage angebracht worden waren, gelang auch ihnen der Nachweis der genannten pathogenen Organismen nicht mehr. Auch die Versuche in Schierstein mit B. coli und choleraähnlichen Wasservibrionen fielen befriedigend aus, so daß die Autoren das Ozon bei richtiger Anwendung als ein sicheres Wassersterilisierungsmittel ansehen, doch muß nach ihrer Ansicht von Fall zu Fall die richtige Verhältniszahl zwischen Ozonverbrauch und Oxydierbarkeit eines Wassers zur Erreichung einer sicheren Sterilisation festgestellt werden.

In der Anlage in Martinikenfelde entfielen auf 1 cbm Wasser 3,3 cbm ozonisierte Luft (3,4—4 g Ozon pro cbm Luft), in Schierstein auf 1 cbm Wasser 2 cbm ozonisierte Luft (0,9—1,8 g Ozon pro cbm Luft).

Die Anlage in Schierstein hat ihren Betrieb eingestellt, da das zu ozonisierende Wasser, welches aus Brunnen stammte, die längs eines toten Rheinarmes lagen, allmählich stark eisenhaltig und gleichzeitig — an Stelle des ursprünglichen Bakterienreichtums — so bakterienarm wurde, daß die Ozonisierung überflüssig erschien.

Dagegen besteht das fast gleichzeitig in Betrieb genommene Ozonwasserwerk für die Stadt Paderborn auch zurzeit noch und hat die Hoffnungen, die man in seine Wirksamkeit gesetzt hat, gerechtfertigt.

Dieses Werk ist u. a. beschrieben von Erlwein [59], Daske [60] und Imbeaux [61] und von Schreiber [62] auf Betriebszuverlässigkeit geprüft worden. Das Werk dient dazu, das häufig stark infektionsverdächtige Wasser der Paderquellen, welches die Wasserleitung der Stadt Paderborn speist, zu sterilisieren. Seit Inbetriebsetzung des Werkes sind die früher periodisch auftretenden umfangreichen Typhusepidemien in der Stadt ausgeblieben (vgl. S. 41). Die Anlage ist seit August 1902 ununterbrochen im Betrieb.

Die Ozonwasserwerke der Firma Siemens & Halske arbeiten bekanntlich nach dem Gegenstromprinzip, d. h. Rohwasser und ozonisierte Luft begegnen einander in dem mit Kieselsteinen oder ähnlichem Material gefüllten Sterilisationsturm. Von oben fällt das Wasser brausenartig auf die Steinfüllung des Turms, von unten her wird die ozonisierte Luft dem Wasser entgegengedrückt. Man läßt das Rohwasser, bevor es in den Sterilisationsturm eintritt, Filtertücher oder besser Schnellfilter passieren, um tote und lebende suspendierte Bestandteile, welche Bakterien einschließen und dadurch der Desinfektion entziehen können, abzufangen*). Das aus dem Sterilisationsturm austretende ozonisierte Wasser läßt man gewöhnlich kaskadenförmig zum Reinwasserbehälter ablaufen, um durch die breite Berührung mit der Luft die letzten Mengen Ozon zu entfernen. Dieselben verschwinden allerdings sehr schnell von selbst aus dem Wasser, indem sie zur Oxydation organischer Stoffe im Wasser verbraucht werden.

Da der Sterilisationseffekt einer Ozonanlage von Beschaffenheit und Menge des die Anlage durchfließenden Wassers und von der angewandten Menge der Ozonluft und ihrem Ozongehalt abhängt, so müssen diese vier Faktoren bekannt und dauernd aufeinander abgestimmt sein. Es sind daher besondere automatisch wirkende Sicherheitsvorkehrungen getroffen, welche verhüten sollen, daß unsterilisiertes Wasser abläuft. (Näheres siehe in den zitierten Arbeiten.) Bei schwankender Wasserbeschaffenheit (organische Stoffe, Bakterien) muß immer mit einem Ozonüberschuß gearbeitet werden. Nach Schreibers Vorschlag wird die Kontrolle der eingetretenen Sterilisation am zweckmäßigsten auf chemischem Wege erbracht: Das aus dem Sterilisationsturm abfließende Wasser muß noch deutliche Ozonreaktion (Blaufärbung von Jodkaliumstärkekleister) zeigen.

Die Ozonwasserwerke in Schierstein und Paderborn sind die einzigen größeren Ozonwasserwerke, welche in Deutschland gebaut worden sind. Es liegt dies zum Teil daran, daß die Versorgung durch Grundwasser in Deutschland immer weitere Fortschritte macht, und daß man dort, wo man auf Oberflächenwasser angewiesen war, von früherher die Anlagen für langsame Sandfiltration besaß. Vom bakteriologischen Standpunkt aus dürfte die Ozonisierung der langsamen Sandfiltration überlegen sein, dagegen ist sie gemeinhin wohl teurer als diese.

Von außerdeutschen Ländern ist das Ozonverfahren am meisten in Frankreich verbreitet. Das Verfahren wird daselbst nach drei Systemen ausgeübt, Tindal-de Frise, Otto-Abraham und Marmier. Der beschränkte Raum verbietet es, auf alle diese Systeme einzugehen. Näheres hierüber sowie über Ozonwasserwerke überhaupt siehe bei Pflanz [62a], Erlwein, Courmont und Lacomme [63], Daske und bei Imbeaux (a. a. O.). Nur das System de Frise möge mit einigen Worten gestreift werden, da es neuerdings mit dem System Siemens & Halske kombiniert zu werden pflegt.

Abgesehen von den Ozongeneratoren, welche ihrer Konstruktion nach (Fehlen des Dielektrikums) ebenfalls von dem der Firma Siemens & Halske abweichen, sind die Sterilisationstürme System de Frise in besonderer Weise ausgebildet und stellen denjenigen Bestandteil des Systems de Frise dar, welcher von der Firma Siemens & Halske angenommen worden ist. Charakteristisch für das System de Frise ist außerdem, daß der unverbrauchte Rest von Ozon nach Abscheidung der mitgerissenen Feuchtigkeit wieder in die Ozonapparate zurückgelangt, so daß der Ozonverbrauch verhältnismäßig niedrig gehalten werden kann.

---

*) Schreiber (a. a. O.) fand z. B. im Rohwasser des Paderborner Werkes lebende Gammaruskrebse. Dieselben besitzen eine große Resistenz gegen das Ozon und beherbergen natürlich viele Keime.



Die Türme bestehen aus annähernd 8 m hohen, etwa 1 m weiten zylindrischen Röhren aus Eisenblech. Das Innere des Turmes ist durch horizontale Zelluloidplatten in Abständen von ca. 15—50 cm in einzelne Kammern geteilt. Die Zelluloidplatten haben unzählige feinste Löcher und bewirken so eine äußerst weitgehende bläschenförmige Verteilung und Vermischung der von unten aufsteigenden Ozonluft mit dem die Türme durchströmenden Wasser. Das Ozon wirkt auf diese Weise wie ein gelöster chemischer Stoff. Die Türme sind verhältnismäßig leicht und kompendiös.

In Fig. 23 ist ein Ozonwasserwerk nach dem gemischten System Siemens-de Frise abgebildet.

Eine Pumpe (in der Abbild. links) hebt das Rohwasser auf ein Schnellfilter. Von hier aus fließt dasselbe ohne weiteres in den tiefgelegenen Sterilisationsturm (System de Frise), woselbst es dem Ozon begegnet, welches in einer Batterie von Siemensschen Ozon-Röhrenapparaten erzeugt worden ist und mittels Kompressors in den Turm gedrückt wird.

Das sterilisierte Wasser fließt aus dem oberen Teil des Turmes ab. Die schematische Zeichnung entspricht dem jüngst in Hermannstadt in Siebenbürgen angelegten Ozonwaserwerk [63a].

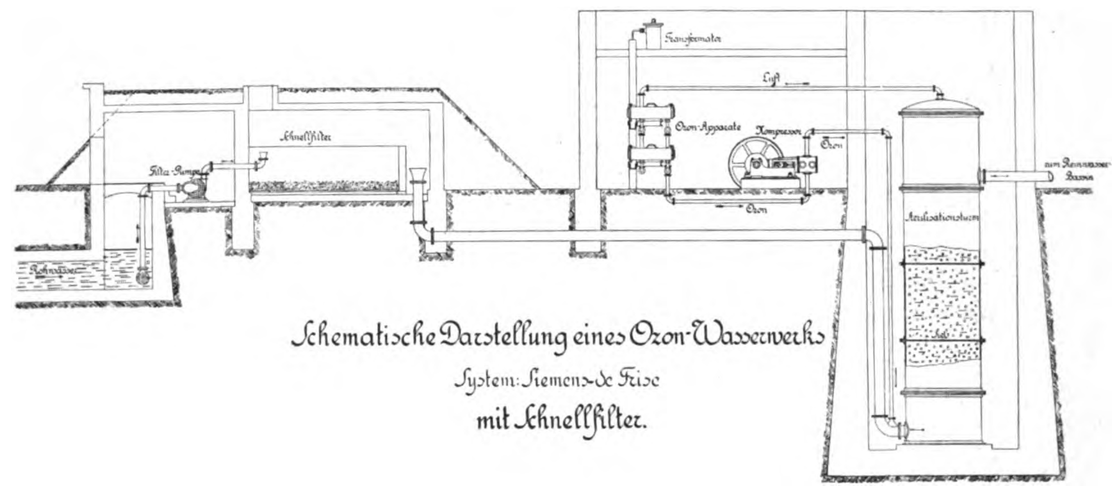


Fig. 23.

Was die oben bereits gestreifte Frage der Rentabilität des Ozonverfahrens anlangt, welche häufig Bedenken erregt hat, so läßt sich eine allgemeingültige Rentabilitätsrechnung aus naheliegenden Gründen nicht aufmachen. Je nach der Beschaffenheit des Rohwassers (Gehalt an organischen Stoffen) wird man kleinere oder größere Ozonmengen nötig haben, ferner werden die jeweiligen Kosten für die Stromerzeugung erheblich ins Gewicht fallen.

In Paderborn betrugen die Kosten für die Ozonisierung 2—2,3 Pfg. für das cbm Wasser. Die Betriebskosten des kombinierten Systems Siemens-de Frise bei den Versuchen in St. Maur (Wasserwerk der Stadt Paris*), welches voraussichtlich dereinst die größte Ozonanlage darstellen wird) beliefen sich auf 1,65 Pfg. für das Kubikmeter Wasser und sollen sich bei einer großen Anlage angeblich noch bedeutend ermäßigen. Demgegenüber betragen allerdings die Kosten der Reinigung eines Trinkwassers mittels langsamer Sandfiltration nur Bruchteile eines Pfennigs (etwa 0,2 bis 0,6 Pfg.) für das Kubikmeter.

*) Auch in Petersburg ist man dabei, die Ozonisierung des Trinkwassers einzuführen.

In Anbetracht des vorzüglichen Sterilisationseffektes des Ozonverfahrens und des geringen Raumes, welche eine Ozonanlage beansprucht, wird man derselben trotzdem häufig den Vorzug geben.

Die Desinfektionswirkung des Ozons erstreckt sich augenscheinlich nicht auf höher organisierte Krankheitserreger. So gelang es z. B. Spitta [64] nicht, selbst bei Anwendung erheblicher Ozonkonzentrationen, die Larven des Anchylostomum duodenale sicher abzutöten. Aus diesem Grunde ist das zu ozonisierende Wasser, wie oben schon erwähnt, zunächst regelmäßig durch Schnellfilter von größeren Organismen zu befreien. Wasser, welches viel Eisen enthält, wird zweckmäßig vor der Ozonisierung enteisnet, da die Eisenoxydulverbindungen zur Oxydation ebenso wie die organischen Stoffe viel Ozon verbrauchen.

Ozonapparate können auch in transportabler Form, z. B. für die Wasserversorgung im Felde, hergestellt werden. Die Firma Siemens & Halske hat derartige Apparate konstruiert [65].

Ferner hat man für die Ozonisierung kleinerer Wassermengen Apparate angegeben, so z. B. Apparate zum Sterilisieren von Brunnen- und Leitungswasser am Orte der Entnahme.

Zu diesen Apparaten gehören der Elektrosterilisator (Ozonbrunnen) nach Otto (s. Imbeaux a. a. O. [61]) und die von den Felten und Guillaume-Lahmeyerwerken A.-G., Frankfurt a. M. konstruierten Hausapparate zur Ozonisierung von Wasser. Neisser [66] wies nach, daß bei Benutzung dieser Apparate, bei denen die Ozonerzeugung durch den Strom der Lichtleitung erfolgt und die Mischung des Ozons mit dem Wasser mittels einer an den Wasserleitungshahn angesetzten Saugdüse geschieht, die momentane Berührung des Wassers mit genügenden Mengen Ozon bei inniger Mischung zur Keimtötung genügt. Die Versuche wurden mit Staphylococcus pyog. aureus und Bact. coli angestellt. Praktisch wird natürlich verhältnismäßig selten das Bedürfnis eintreten, das Wasser einer zentralen Wasserleitungsanlage an der Entnahmestelle beim Konsumenten zu sterilisieren. Wo aber gelegentlich das Bedürfnis dazu vorhanden ist, wird das Ozonverfahren zuverlässiger arbeiten als die in solchen Fällen bisher gewöhnlich angewandten Hausfilter. Vgl. auch Dale [67].

Literatur zu VII:

1) Literaturangaben bei Schüder, Ges.-Ing. 1903, S. 253, und Enzyklopädie der Hygiene, Leipzig (Vogel) 1905, **2**, 521; Ges.-Ing. 1908, S. 572; Zeitschr. f. Gewerbehyg. 1903, S. 303.
2) Kutscher, Ges.-Ing. 1907, S. 597.
3) Haefcke, Ges.-Ing. 1906, S. 677.
4) Schüder u. Proskauer, Z. f. Hyg. 1902, **40**, 627.
5) Abel, Zentralbl. f. Bakt. 1893, I, **14**, 184 u. a.
6) Hicke, Gesundheit 1909, S. 333.
7) Thiele u. Wolf, Arch. f. Hyg. 1906 u. 1907, **57**, 29 u. **60**, 29.
8) Courmont et Nogier, L'Hygiène générale et appliquée, 1910, **5**, 5; Nogier, ebd. S. 14; Courmont, Rev. d'Hyg. 1910, XXXII, 578; Vallet, Compt. rend. 1910, **150**, 1076; Deeleman, Militärärztl. Ztschr. 1910, S. 409; Obst, Gesundheit 1910, S. 41.
9) Riegel, Arch. f. Hyg. 1907, **61**, 217.
10) Hetsch, Gedenkschrift f. Leuthold. Berlin (Hirschwald) 1906, **1**, 203.
11) Schumburg, Deutsche med. W. 1897, S. 145 u. 407 u. a. and. Stellen.
12) Schüder, Z. f. Hyg. 1901, **37**, 307; 1902, **39**, 532 u. **40**, 196.
13) Engels, Zentralbl. f. Bakt., I. O., 1902, **31**, 651.
14) Morgenroth u. Weigt, Hyg. Rundschau 1901, S. 773.



15) Traube, Z. f. Hyg. 1894, **16**, 149.
16) Lode, Arch. f. Hyg. 1895, **24**, 236.
17) Bassenge, Z. f. Hyg. 1895, **20**, 227.
18) Rabs, Hyg. Rundsch. 1901, S. 1085.
19) Engels, Zentralbl. f. Bakt., I. O., 1902, **32**, 495.
20) Hünermann u. Deiter, Deutsche med. W. 1901, S. 391.
21) Pusch, Zentralbl. f. Bakt., I. O., 1908, **46**, 520.
22) Shenton, The Sanitary Record 1909, S. 391.
23) Leal, Fuller, Johnson, The Sterilisation of the Jersey City Water Supply. Reprints from Papers read at the 29. Annual Convention of the American Water Works Association. Milwaukee, June 1909; William Pitt Mason, Chemical News 1909, S. 321.
23a) Imhoff u. Saville, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 1119.
24) Ogier et Bonjean, Recueil des actes officiels et documents intéressant l'hygiène publique 1904, **34**, 442; Journal d'Hygiène 1906, S. 83.
25) Thumm u. Schiele, Mittlgn. a. d. K. Prüfgsanstlt. f. Wasservers. 1907, **8**, 1.
26) Rideal, Ref. Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 1106.
27) Vaillard, Arch. de Médecine et de Pharm. milit. 1902, **40**, 1.
28) Schumburg, Veröff. aus d. Geb. d. Militärsanitätswesens 1900, **15**, 34.
29) Reichel, Z. f. Hyg. 1908, **61**, 49.
30) Croner, Z. f. Hyg. 1909, **63**, 319.
31) Bonjean, Compt. rend. de l'Acad. d. Sc. 1905, I, 50.
32) Christian, Hyg. Rundsch. 1906, S. 409.
33) Zitiert nach Hetsch a. a. O. S. 215.
34) Croner, Z. f. Hyg. 1908, **58**, 487.
35) Paternò und Cingolani, Nuovo processo di disinfezione della aque potabili. Roma 1904. (Zit. nach Hetsch.) Gaz. chim. ital. 1907, **37**, I, 313.
36) v. Nägeli, Neue Druckschriften der allgem. schweiz. Gesellschaft f. d. ges. Naturw. 1893, **33**. Zit. nach Ficker, Z. f. Hyg. 1899, **29**, 48.
37) Moore and Kellermann, A Method of Destroying or Preventing the Growth of Algae and certain Pathogenic Bacteria in Water Supplies. Washington 1904. Dieselben: Copper as an Algicide and Disinfectant in Water Supplies. Washington 1905.
38) Krämer, American Journal of Pharmacy 1906, **78**, 140.
39) Clark and Gago, Journ. of Inf. Dis. 1906, Suppl. II, S. 175.
40) Kellermann and Beckwith, U. S. Dep. of Agricult. Bureau of Plant Industry, Bull. No. 100, Part VII. Washington 1906.
41) Phelps, Contribut. from the Sanitary Research Laboratory Massachusetts Institute of Technology. Boston 1906, Vol. III. Kemna, The Use of Sulphate of Copper in Filtration. British Association of Water-Works Engineers 1907.
42) Goodnough, Ges.-Ing. 1909, S. 422. Ref.
43) Ferrand et Lambert, Revue d'hygiène et de police sanitaire 1908, XXX, 553; Laurent Ref., Wasser u. Abwasser 1909, S. 133.
44) Krönig u. Paul, Z. f. Hyg. 1897, **25**, 1.
45) Stutzer, Z. f. Hyg. 1893, **14**, 116. Springfeld, Klin. Jahrb. 1903, **10**, 323.
46) Kaiser, Zentralbl. f. allgem. Ges.-Pflege. 1908, Heft 9/10.
47) Ges.-Ing. 1900, S. 265.
48) Zimine, Wass. u. Abw. 1910, **3**, 244 (Ref.).
49) Liefmann, Untersuchgn. über die Wirkung einiger Säuren auf gesundheitsschädliches Trinkwasser. Inaug.-Dissert. Freiburg 1902. Riegel, Arch. f. Hyg. 1907, **61**, 217.
50) Pick, Zentralbl. für Bakt. I, 1892, **12**, 293; Arch. für Hyg. 1893, **19**, 51; Munier et Seiler, Schweiz. Wochenschr. f. Chem. u. Pharm. 1909, **47**, 649 u. 683.
51) Dräer, Zentralbl. f. allg. Gesundheitspflege 1895, **14**, 424; Haenle, Zeitschr. f. d. ges. Kohlensäureindustrie 1905, S. 519; Zentralbl. f. Bakt., I. O., 1906, **40**, 609; Berghaus, Arch. f. Hyg. 1907, **62**, 172.
52) Sigmund, Zentralbl. f. Bakt. II, 1905, **14**, 400, 494 u. 627.
53) Frölich, Elektrotechnische Zeitschrift 1891, S. 340.
54) Ohlmüller, Arb. aus dem Kais. Ges.-Amte 1893, **8**, 229.
55) Erlwein, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1901, S. 552 u. 574.
56) Ohlmüller u. Prall, Arb. aus dem Kais. Ges.-Amte 1902, **18**, 417.
57) Schüder u. Proskauer, Z. f. Hyg. 1903, **41**, 243 u. **42**, 293.

58) Erlwein, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1902, S. 741 u. Techn. Gemeindeblatt 1903, **5**, 225.
59) Erlwein, Gesundheit 1902, S. 553 und Bericht üb. d. XIV. internationalen Kongreß f. Hyg. 1907, **3**, 202.
60) Daske, Viertelj. f. öff. Ges.-Pfl. 1909, **41**, 385.
61) Imbeaux, Der Betrieb von Ozonwasserwerken in Th. Weyl, Betriebsführung städt. Werke, 1. Bd.: Wasserwerke, S. 87. Leipzig 1909 (Klinkhardt); vgl. auch Debauve et Imbeaux, Lit. zu V, 1.
62) Schreiber, Mittlgn. a. d. K. Prüfgsanstlt. f. Wasservers. u. Abwbes. 1906, **6**, 60.
62a) Pflanz, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 1903, **26**, Suppl. II, 141.
63) Erlwein, Courmont et Lacomme, Bericht üb. d. XIV. internat. Kongreß f. Hyg. 1907. Berlin 1908, **3**, 195 u. 215.
63a) Erlwein, Ges.-Ing. 1910, S. 457.
64) Spitta, Mittlgn. a. d. K. Prüfgsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1904, **4**, 176.
65) Musehold u. Bischoff, Gedenkschrift für v. Leuthold, 1906, **1**, 173; Baehr, Z. f. Hyg. 1907, **56**, 113.
66) Neisser, Arb. a. d. Kgl. Inst. f. experiment. Therapie zu Frankfurt a. M. 1908, **4**, 81.
67) Dale, Ges.-Ing. 1910, S. 447.

VIII. Die Verteilung des Wassers.

Vom hygienischen Standpunkt aus muß darauf Wert gelegt werden, daß die Wasserversorgung einer Stadt aus gemeinsamer Quelle mit hygienisch unbedenklichem Wasser erfolgt. Eine getrennte Trink- und Brauchwasserleitung (letztere mit minderwertigerem Wasser) ist daher nicht als wünschenswert zu bezeichnen, selbst wenn sich Zapfstellen der Brauchwasserleitung nur außerhalb der Häuser befinden [1].

Eine Versorgung mit verschiedenen Wasserarten findet sich z. B. in Hannover und Stuttgart.

Bei jeder zentralen Wasserversorgung muß ein gewisser Vorrat an reinem Wasser in Reserve gehalten werden, damit die in quantitativer Beziehung zeitlich sehr wechselnden Ansprüche der Einwohnerschaft stets befriedigt werden können.

Zentrale Aufspeicherungsbehälter für das Wasser sind den lokalen Reservebehältern (sogen. englisches System, früher z. B. in Hamburg üblich) nicht nur vom hygienischen, sondern auch vom feuerpolizeilichen Standpunkt aus vorzuziehen.

Die Zuleitung des Wassers von der Wassergewinnungsstelle zum Versorgungsgebiet erfolgt entweder mit natürlichem Gefälle (z. B. bei einer Hochquellwasserleitung) oder durch künstliche Hebung. Das Wasser muß eine bestimmte Druckhöhe besitzen, welche sich zusammensetzt aus der wirklich erforderlichen Steighöhe des Wassers in den Leitungen des Versorgungsgebietes („bürgerlicher Versorgungsdruck“ nach Thiem) und der Druckhöhe, welche für Überwindung der Reibungswiderstände in den Rohrleitungen notwendig ist. Auch andere sonst noch etwa entstehende Druckverluste sind in Rechnung zu stellen. Nimmt man, wie in größeren Städten üblich, den bürgerlichen Versorgungsdruck zu 25 m an, d. h. liegt der höchste Auslaß etwa 25 m über dem Straßenrohr, so wird, unter Berücksichtigung der Druckverluste, gewöhnlich ein Gesamtdruck von etwa 30—35 m notwendig sein, häufig auch mehr. Der notwendige Wasserdruck muß auch zu Zeiten des stärksten Wasserverbrauches gewährleistet werden.

Für Feuerlöschzwecke reicht dieser Druck nicht aus. Wenn möglich,

sollte daher die Leitung unter einem den bürgerlichen Versorgungsdruck übersteigenden Drucke stehen. In Nordamerika sind Leitungsdrucke über 100 m nicht selten.

Entsprechend der gewünschten Druckhöhe muß die Lage des Sammelbehälters gewählt werden. Gewöhnlich legt man ihn 40—50 m über dem Versorgungsgebiet an.

Die Größe des Sammelbehälters ist von einer ganzen Anzahl von Faktoren abhängig. In der Regel bemißt man den Inhalt nach dem durchschnittlichen Tagesverbrauch. Jedenfalls sollte ein völliges Leerwerden des

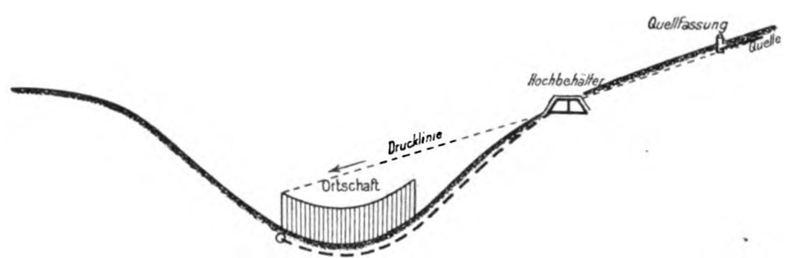


Fig. 24a. Wasserversorgung mit Durchlaufsreservoir.

Behälters vermieden werden und derselbe stets etwa noch zu $^1/_4$ gefüllt bleiben. Wird nur ein Sammelbehälter errichtet, so ist es zweckmäßig, ihn in zwei Abteilungen zu zerlegen, weil sonst bei Reparaturen und Reinigungsarbeiten im Behälter Störungen in der Wasserzuführung unvermeidlich sind. Bei sehr kleinen Versorgungsgebieten kann man sich allerdings dadurch helfen, daß man eine Umlaufsleitung anlegt, welche dann zeitweise das Versorgungsgebiet unmittelbar von der Wassergewinnungsstelle her speist.

Der Sammelbehälter kann zum Versorgungsgebiet verschieden liegen. Entweder liegt er zwischen Wasserentnahmestelle und Versorgungsgebiet eingeschaltet (Durchlaufsreservoir, s. Fig. 24a), so daß alles

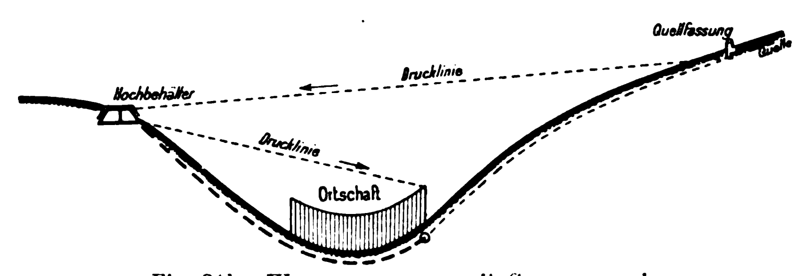


Fig. 24b. Wasserversorgung mit Gegenreservoir.

Wasser den Sammler passieren muß, oder er liegt hinter dem Versorgungsgebiet (s. Fig. 24b). In diesem Fall gelangt ein großer Teil des Gebrauchswassers von der Entnahmestelle unmittelbar zu den Konsumenten und nur der Überschuß wird aufgespeichert (Gegenreservoir). Wasserwerksbetriebe ohne Sammelbehälter sind nur angängig bei sehr reichlich zur Verfügung stehenden Wassermengen und unter kleinen Verhältnissen. Die Anlage eines Gegenreservoirs ist im allgemeinen wegen besserer Verteilung des Wasserdruckes und größerer Sicherheit bei Schadhaftwerden der Leitung, ferner wegen der frischen Qualität des unmittelbar zugeleiteten Wassers vorzu-

ziehen. Doch kann natürlich auch diese Frage nicht generell, sondern nur von Fall zu Fall entschieden werden.

Werden mehrere Ortschaften von einem Hochbehälter aus versorgt (Fig. 25), so werden bei den entfernter liegenden Orten gewöhnlich noch kleinere Hochbehälter hinter diesen als Ausgleichsammelbehälter angebracht.

Die Sammelbehälter werden entweder als Bodenbehälter oder als Turmbehälter konstruiert.

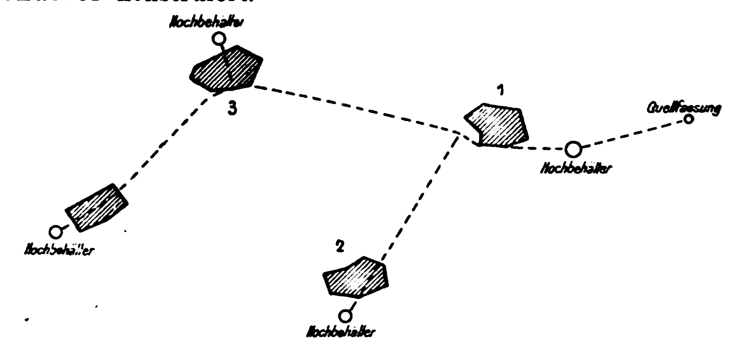


Fig. 25. Wasserversorgung mehrerer Ortschaften.

Erstere sind gewöhnlich ganz oder teilweise in den Boden versenkt und mit Erde umschüttet, um dem Wasser eine gleichmäßige kühle Temperatur zu erhalten. Als Baumaterial kommen Bruchsteine, Backsteine, Zement, Beton und hydraulischer Mörtel in Frage. Fig. 26 zeigt einen solchen Hochbehälter (Bauart Mannes-Weimar). Von außen gelangt man zunächst in die Schieber- oder Ventilkammer, welche auch zweckmäßig einen Wasserstandszeiger birgt. Der Zulauf des Wassers liegt dem Eingang gegenüber. Der Behälter hat ferner außer dem zum Verteilungsnetz hinführenden Fallrohr einen Überlauf und einen Leerlauf. Für Entlüftung

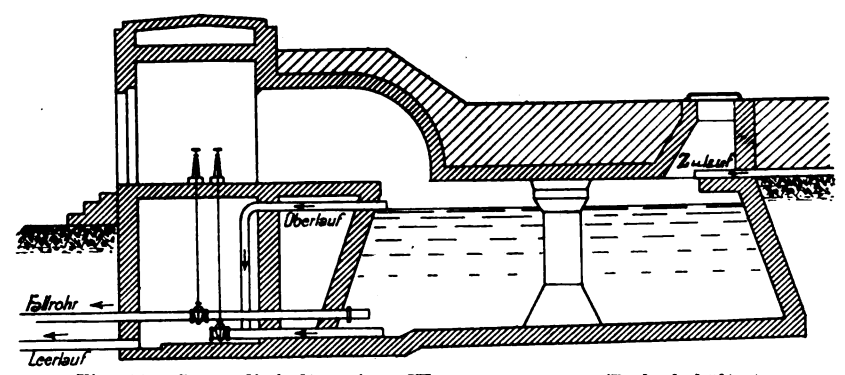


Fig. 26. Sammelbehälter einer Wasserversorgung (Bodenbehälter).

des Sammelbehälters ist zu sorgen, doch müssen alle Luftöffnungen mit Drahtnetzgeflechten usw. verwahrt sein, so daß ein Eindringen von kleinen Tieren und dergl. sicher vermieden wird. In stark bewohnten Gegenden ist es auch bisweilen empfehlenswert, durch Luftfilter den sonst leicht in großen Mengen hineinwehenden Staub nach Möglichkeit abzufangen.

Turmbehälter sind nur notwendig, wenn keine geeignete natürliche Erhöhung zur Anlage des Sammelbehälters vorhanden ist. Ihr Inhalt wird ge-

wöhnlich der Kosten wegen möglichst klein gehalten. Die Sammelbehälter selbst bestehen in der Regel aus Schmiedeeisen und zeigen kreisförmigen Grundriß mit nach außen oder nach innen (Intze) gewölbtem Boden.

Der Sammelbehälter muß Zu- und Ablauf, Überlauf und Entleerung besitzen, ferner zweckmäßig einen Wasserstandszeiger.

Turmbehälter haben vor Bodenbehältern den Nachteil, daß sie den Einflüssen der Temperatur mehr ausgesetzt zu sein pflegen.

Häufig, z. B. bei Grundwasserversorgungen, muß das Wasser nach dem Sammelbehälter hin künstlich gehoben werden. Es können dafür Pumpen verschiedener Art in Frage kommen, in erster Linie die Kolbenpumpen, bei geringerer Förderhöhe auch Zentrifugal-(Kreisel-)Pumpen. Unter Umständen kann auch die mit dem Namen hydraulischer Widder bezeichnete, durch die Kraft des Wassers selbst betriebene Wasserkraftmaschine zweckmäßig sein. Doch ist ihre Verwendung beschränkt auf kleinen Wasserbedarf bei reichlich zur Verfügung stehendem Betriebswasser.

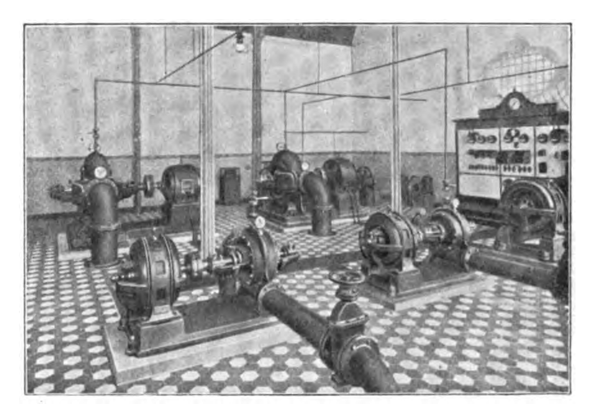


Fig. 27. Das Innere einer Pumpstation (ausgeführt von Bopp & Reuther-Mannheim.)

Als Betriebskraft kommen Dampfmaschinen, Gasmotoren, Petroleummotoren, Benzinmotoren und Elektromotoren in Betracht.

Die Fig. 27 zeigt das Innere eines Pumpwerks mit elektrisch angetriebenen Zentrifugalpumpen.

Windmotore können unter Umständen für kleine Anlagen als Betriebskraft in Frage kommen, sind aber naturgemäß wenig zuverlässig. Man wird gewöhnlich einen Motor mit anderer Betriebskraft daneben in Reserve halten müssen. Die Pumpen werden bei kleineren Wasserversorgungsanlagen meist nur eine gewisse Anzahl von Stunden am Tage in Betrieb gehalten. Bei größeren Werken pflegt der Betrieb zwar kontinuierlich, aber mit einer je nach Bedarf wechselnden Anzahl von Pumpen durchgeführt zu werden.

Hinter dem Druckwindkessel der Pumpen beginnt die Druckrohrleitung, deren Auslauf im Sammelbehälter liegt. Die Druckleitung enthält meist ein Rückschlagventil, eventuell auch eine Entlüftungsvorrichtung für die aus dem Wasser austretenden Gase; auch muß eine Spülung der Leitung möglich sein.

Die Verteilung des Wassers vom Hochbehälter aus erfolgt entweder nach dem Verästelungs- oder dem Zirkulationssystem (Kreislaufsystem). Die dem Hochbehälter zunächst gelegenen Hauptleitungen werden

bisweilen doppelt angelegt, um bei Bruch eines Rohres nicht gänzlich ohne Wasserzuführung zu sein.

Die dendritische Verzweigung der Leitungsröhren ist zwar verhältnismäßig billig, hat aber die Nachteile, daß das Wasser in den Endsträngen häufig stagniert, daß zur Durchspülung des Netzes besondere Vorkehrungen nötig sind und bei dem Schadhaftwerden einer größeren Leitung zahlreiche Konsumenten in Mitleidenschaft gezogen werden.

Beim Kreislaufsystem zieht sich ein zusammenhängendes Röhrennetz von verschiedener Maschenweite über das Versorgungsgebiet hin. Das Wasser befindet sich in diesem Netz überall annähernd unter dem gleichen Druck, Endstränge sind nur in beschränkter Anzahl vorhanden; das Wasser befindet sich im ganzen System in steter Bewegung, deren Richtung ständig wechselt, so daß von einer nennenswerten Stagnation nicht die Rede sein

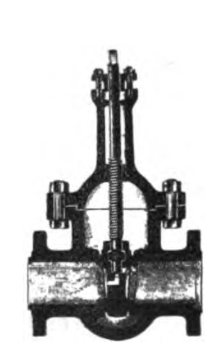


Fig. 28. Absperrschieber (Bopp & Reuther).

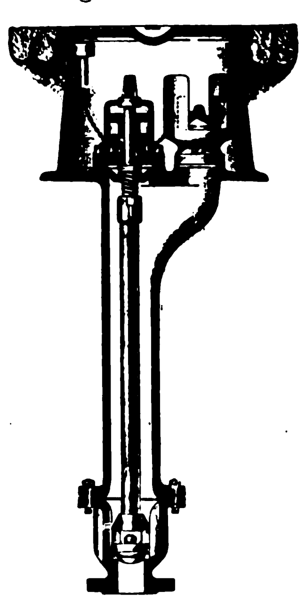


Fig. 29. Unterflurhydrant.

kann. Bei dem Schadhaftwerden einer Stelle der Leitung und der notwendigen Reparatur werden bei diesem System nur verhältnismäßig wenig Häuser durch die Absperrung des Wassers betroffen. Die Kosten für die Anlage dieses Systems sind dagegen höhere.

Beide Systeme lassen sich übrigens miteinander kombinieren.

Der Bemessung der Rohrweite ist der größte Stundenverbrauch zugrunde zu legen. Die Rohre sind frostfrei, d. h. etwa 1,5 m unter Terrain zu verlegen. Die einzelnen Rohrstränge sind durch Absperrschieber (Fig. 28) zu verschließen. Zur Ansammlung von Abscheidungen aus dem Wasser werden an verschiedenen Punkten der Leitung Schlammkästen eingebaut. An Kreuzungs- und Verzweigungsstellen der Leitungen finden sich häufig Verteilungskasten. Beide sind mit Ablaßvorrichtungen versehen und bisweilen auch mit Entlüftungen. In den Straßen sind, durch Schachtdeckel (ähnlich wie in Fig. 12a) geschützt, in Entfernungen von je 50—100 m Hydranten angebracht, aus welchen das Wasser zum Sprengen

der Straßen, zum Spülen der Rinnsteine und Leitungen und zu Feuerlöschzwecken entnommen werden kann.

Die Konstruktion dieser Hydranten ist verschieden. Fig. 29 zeigt einen Unterflurhydranten der Firma Bopp & Reuther. Um das Einfrieren im Winter zu verhüten, muß das im Schachtrohr zurückgebliebene Wasser durch besondere Ventile entleert werden können.

Bequemer sind die Überflurhydranten, von denen Fig. 30 ein Modell ebenfalls von der Firma Bopp & Reuther vorführt. Durch Drehen der Spitze des Ständers wird das in frostfreier Tiefe liegende Ventil geöffnet. Die beiden Verschraubungen dienen zur Befestigung von Schläuchen.

Die für einen Hydranten verfügbare Wassermenge soll im allgemeinen

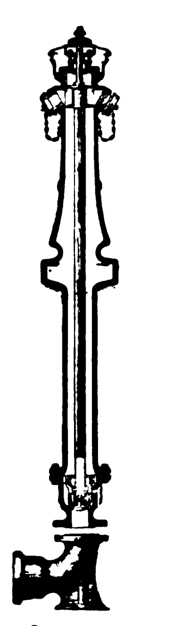




Fig. 30. Überflurhydrant.

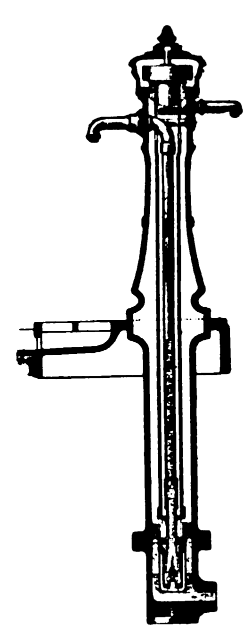


Fig. 31. Ventilbrunnen.

nicht unter 5 Liter in der Sekunde betragen. Bei kleinen Gemeinden kann diese Menge indessen auf die Hälfte herabgesetzt werden.

Vielfach werden auch Straßenbrunnen im Anschluß an die Wasserleitung eingerichtet. Es sind dies entweder ständig laufende Brunnen oder die sparsameren Ventilbrunnen. Bei letztern muß dafür Sorge getragen werden, daß das zugeleitete Wasser bei dem Passieren des Brunnens nicht durch Unachtsamkeit oder Mutwillen (Kinder) verunreinigt wird. Zum Schutz gegen Frost muß sich der Brunnen nach Benutzung selbsttätig entleeren. Hierbei kann das Rückfallwasser unter Umständen Unreinigkeiten von außen nachsaugen. Auch bei mangelhafter Abdichtung der Ventilhebel kann eine Verunreinigung von außen erfolgen. Auf die verschiedenen Konstruktionen von Ventilbrunnen (System Dehne, Breuer & Co., Bopp & Reuther u. a.) kann hier im einzelnen nicht eingegangen werden.

Die Bopp & Reutherschen Ventilbrunnen mit Ejektor-Entleerung (Fig. 31) sind neuerdings noch durch einen neuen Auslauf („Doppelschutz“)

und eine neue Hebeleinrichtung besonders peinlich gegen Verunreinigungen gesichert worden [2].

Das Material der Straßenleitungen besteht meist aus Gußeisen, seltener aus Schmiedeeisen. Zu Röhren unter 30 mm Durchmesser wird gewöhnlich Bleimaterial verwendet, vor allen Dingen bei den Wasserleitungen im Hause. Bleiröhren werden ihrer technischen Vorzüge wegen immer noch benutzt, obgleich sie in Berührung mit gewissen Wässern Blei abgeben können (vgl. S. 31). Bei Neuanlagen von Wasserwerken bedarf diese Frage einer aufmerksamen Prüfung. Hat das zu verwendende Wasser stärker bleilösende Eigenschaften, so muß von der Verwendung von Bleiröhren im Hause abgesehen werden. Die sogen. geschützten Bleiröhren (geschwefelte Bleiröhren, Zinnröhren mit Bleimantel und dergl.) sind in dieser Beziehung nicht zuverlässig. Die Röhren sind nicht nur dem Angriff der im Wasser gelösten Stoffe [3] (s. auch S. 31 und 103) ausgesetzt, sondern oft beeinträchtigen auch Inkrustationen ihre Durchgängigkeit in beträchtlichem Maße. Bisweilen lassen sich diese Inkrustationen durch Anwendung von Rohrreinigungsapparaten [4] (System Nowotny u. a.) beseitigen. In den engen, vielfach gekrümmten Hausleitungen sind dieselben natürlich nicht verwendbar. Hier könnte eine Auflösung der Inkrustationon höchstens auf chemischem Wege (Ansäuern des Wassers mit Salzsäure) erfolgen.

Die Wasserverluste durch Undichtigkeiten in der Leitung sind häufig nicht unbeträchtlich und sollen bis zu 20 Proz. betragen können (vgl. S. 25).

In die Leitung gelangen mitunter infolge unvollkommener Filtration des Wassers oder aus den Hochbehältern größere Organismen, deren Vorkommen mehr vom ästhetischen als vom hygienischen Standpunkt aus unerwünscht ist, so *Haplotaxis gordioides* = *Phreoryctes menkeanus* (Vermes), *Gordius aquaticus* (Vermes), sowie andere kleinere Oligochäten und Nematoden, ferner gewisse Krustazeenarten (*Niphargus puteanus* u. a.); sogar Fische, insbesondere Aale sind in größeren Mengen bereits im Leitungsnetz gefunden worden [5].

Die Verteilung des Wassers der Leitung in den Häusern erfolgt gewöhnlich derart, daß dauernd Wasser in beliebiger Menge (soweit es die Dimensionen der Leitung und der Wasserdruck gestatten) zur Verfügung steht. Die intermittierende Zuführung, welche die Anlage von Wasserbehältern im Hause selbst nötig macht, ist bereits oben als den hygienischen Anforderungen wenig entsprechend erwähnt worden. Ist das für den Ort zur Verfügung stehende Wasserquantum mehr als ausreichend, so wird häufiger von einer Wassermessung Abstand genommen. Die Menge des verbrauchten Wassers wird geschätzt als Grundlage für die zu zahlende Entschädigung. Vom hygienischen Standpunkt ist gegen diese Freigebigkeit hinsichtlich des Wassers nichts einzuwenden. Die mit dem System der Schätzung nach bestimmten Merkmalen und der Bezahlung einer Pauschalsumme verbundenen Mißstände übermäßigen und nutzlosen Wasserverbrauches haben aber in der Mehrzahl der Ortschaften doch zur Anbringung von Wassermessern geführt. Das System der Berechnung des Wasserverbrauchs nach dem Eichhahn (Berechnung nach der Anzahl der Minutenliter, welche im Höchstfall aus dem Hahn bezogen werden können) ist nur noch in sehr wenigen Städten im Gebrauch.

Im allgemeinen wird für jedes Grundstück nur ein Wassermesser gesetzt, welcher im Kellergeschoß des Hauses untergebracht zu sein



pflegt. Das durch den Wassermesser gemessene Wasser wird in den meisten Fällen nach Kubikmetern bezahlt. Für das Kubikmeter ist entweder ein einheitlicher Preis zu zahlen oder es werden Unterschiede gemacht, je nach der Wasserqualität (bei verschiedenen Leitungen) oder dem Verbrauchszweck

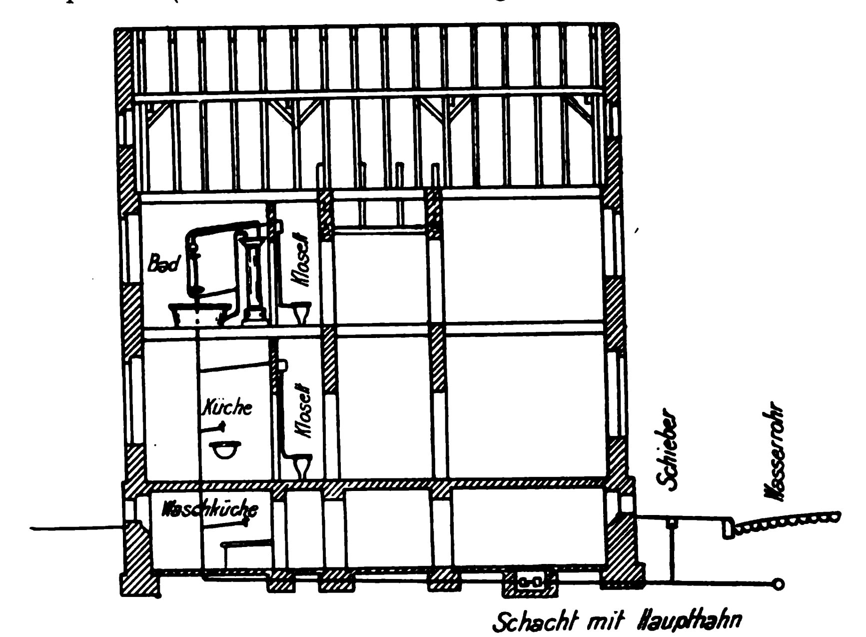


Fig. 32. Verteilung des Wassers im Hause.

(Hausgebrauch, Industrie). Die Preise für das Kubikmeter Wasser bewegen sich in den deutschen Städten etwa zwischen 10 und 30 Pfennigen [6].

Die Anzahl der zu Wassermeßzwecken angegebenen Apparate ist eine große [7]. Fig. 33 zeigt einen Wassermesser der Firma Bopp & Reuther. Eine Skizze, betreffend die Wasserverteilung im Hause, gibt die Fig. 32.

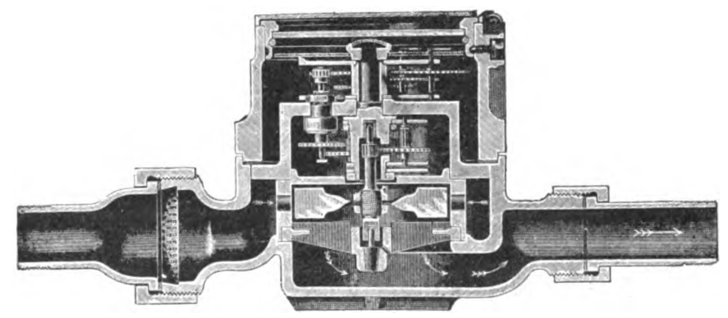


Fig. 33. Wassermesser.

Von hygienischer Bedeutung sind unter Umständen die eintretenden Druckverminderungen bezw. Saugwirkungen in den Hausleitungen, welche gewöhnlich dann entstehen, wenn die Hauptleitung abgesperrt wird und die Zweigleitungen sich dabei durch den Entleerungshahn entleeren.

Hierbei können Schmutzstoffe angesaugt werden. Tavel [8] beschreibt eine Hausepidemie von Typhus, bei welcher die Typhusbazillen — die übrigens nachher im blinden Ende der Hausleitung bakteriologisch tatsächlich festgestellt wurden — in die Wasserleitung eines sonst nach modernen hygienischen Grundsätzen gebauten Hauses nur durch Aspiration infizierten (Wasch-?) Wassers gelangt sein konnten. Der Rücktritt unreiner Flüssigkeiten in die Wasserleitung ist natürlich nur dann möglich, wenn irgendeine direkte Verbindung zwischen ihr und einem Schmutzwasserbehälter oder Abfluß besteht. Solch eine Verbindung kann in ungewöhnlicher Weise künstlich hergestellt sein, z. B. durch Befestigen eines Schlauches an einem Wasserleitungshahn und Einhängen dieses Schlauches in einen z. B. mit infizierter Wäsche gefüllten Zuber. Ganz gewöhnlich ist dagegen eine Verbindung zwischen Klosetts, Pissoirs und Badeeinrichtungen und der sie spülenden Wasserleitung. Verstopfen sich die Klosetts, so daß sich die Abortschüsseln mit Fäkalien, Schmutzwässern und dergl. bis zur Einmündungsstelle des Spülrohrs anfüllen (ein Zustand, welchen man häufig genug auf schlecht gewarteten Hofklosetts usw. antrifft), so muß beim plötzlichen Entleeren der

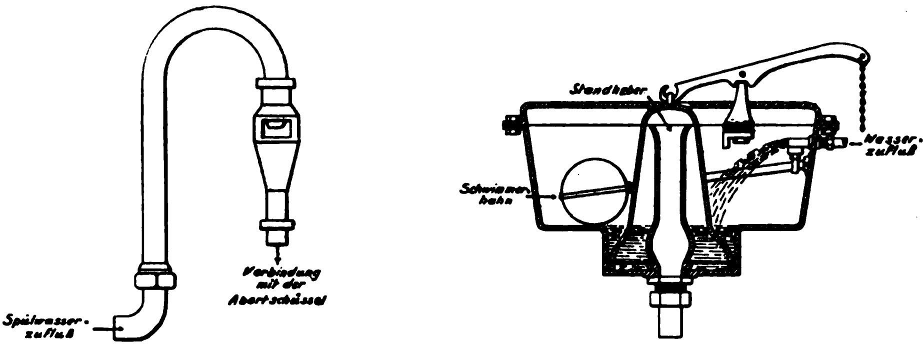


Fig. 34. Rohrunterbrecher. Fig. 35. Standheberspülkasten.

Wasserleitung ein Ansaugen dieser Massen stattfinden, wenn keine Vorsichtsmaßregeln dagegen getroffen sind. Solche Fälle sind nicht nur praktisch beobachtet worden, sondern sie lassen sich auch leicht experimentell erzeugen [9]. Das Ansaugen unreiner Flüssigkeiten kann aber meist vermieden werden, wenn das Verbindungsrohr zwischen Wasserleitung und Schmutzwasserbehälter derartig unterbrochen ist, daß bei eintretender Saugwirkung statt des Schmutzwassers Luft nachgesogen wird. Dieses Prinzip ist bei den sogen. „Rohrunterbrechern" durchgeführt, von welchem es eine große Anzahl verschiedener Konstruktionen gibt. Wegen Einzelheiten vergl. die angeführte Literatur [9; 10]. Eine einfache Form des Rohrunterbrechers zeigt Fig. 34. Es empfiehlt sich, die Einströmungsöffnung für die Luft noch gegen mutwillige Verstopfung oder gegen das Eindringen von Tieren usw. durch ein Drahtgewebe zu schützen. Sicherer in der Wirkung als die Rohrunterbrecher bei den Spülklosetts sind im allgemeinen die Spülkästen. Die indirekte Spülung der Klosetts mittels Spülkästen läßt sich in allen frostfreien Räumen in Anwendung bringen. Der Spülkasten ist bekanntlich im gefüllten Zustand gegen die Wasserleitung durch einen Schwimmerhahn abgeschlossen. Von den vielen Spülkastenmodellen ist ein einfacher Standheberspülkasten in Figur 35 skizziert. Wird der Hebel, an welchem die Heberglocke hängt,

durch Ziehen an der Schnur gesenkt, so hebt sich die Glocke, um beim Loslassen der Schnur herabzusinken und dadurch eine gewisse Menge von Wasser in das Standrohr zu drücken. Diese Menge genügt, um den Heber in Tätigkeit zu setzen und den Inhalt des Spülkastens, welcher 8—10 Liter zu betragen pflegt, in wenigen Sekunden zu entleeren. Mit der Entleerung hat sich auch die Schwimmerkugel gesenkt und das Zuflußventil der Wasserleitung geöffnet. Es tritt neues Wasser aus der Leitung ein, bis durch die Schwimmerkugel der Zufluß automatisch wieder gesperrt wird. Es gibt auch Spülapparate für selbsttätige Spülung in regelmäßigen Intervallen. Derartige Einrichtungen kommen indes fast nur für öffentliche Aborte in Frage.

Die Verunreinigung der Wasserleitung ist auch durch unzweckmäßig angelegte Absperrhähne, Unterflurhydranten usw. möglich. Näheres darüber siehe bei Metzger [9].

In einer Reihe von Städten ist die Anbringung von Rohrunterbrechern, Spülkästen und ähnlichen Sicherheitseinrichtungen durch polizeiliche Vorschriften geregelt. Für Berlin ist jüngst eine ausführliche Verordnung dieserhalb erlassen [10a].

In Fällen, wo ein Zapfhahn oder nur wenige zur Trinkwasserversorgung für viele Personen innerhalb kurzer Zeit dienen müssen, z. B. in Schulen, hat man stellenweise aus hygienischen Gründen die Versorgung mittels Trinkspringbrunnen [11] eingeführt. Bei diesen ist die Aufnahme des Wassers in den Mund des Trinkenden ohne Zuhilfenahme eines Bechers möglich, auch kann durch besondere Vorrichtung das Berühren der Ausströmungsöffnung mit dem Munde unmöglich gemacht werden.

Wasserversorgungen für Einzelhäuser kommen auf dem Lande öfter in Frage. Um den beschwerlichen Transport des nötigen Wassers von Hand zu vermeiden, kann man in einfachen Fällen im Dachraum des Hauses ein Reservoir aufstellen, welches täglich vom Brunnen aus mittels Druckpumpe gefüllt wird. Von dem Reservoir geht die Hausleitung ab zu den verschiedenen Zapfstellen. Man kann das Reservoir, in welchem das angesammelte Wasser sich im Sommer zu sehr erwärmt, im Winter unter Umständen gefriert und zu allen Zeiten leicht verunreinigt wird, entbehren bei den sogen. Luftdruck-Wasserversorgungseinrichtungen [12]. Dabei steht der geschlossene Wasserbehälter, von dem die Verteilungsleitung nach oben führt, kühl bezw. frostfrei im Kellergeschoß. Der obere Teil des Behälters dient als Windkessel. Das Pumpwerk kann von Hand oder durch Motor betrieben werden. Für automatische Wasserversorgungen ohne Hochbehälter werden in neuester Zeit auch die sogen. Delphinpumpwerke (System Borsig-Scheven, in Gerresheim bei Düsseldorf in Anwendung) empfohlen [13].

Eine geregelte Wasserversorgung auf dem Lande ist unter Umständen von nicht wesentlich geringerer Wichtigkeit als in der Stadt [14], auch sie muß nach allen Regeln der Gesundheitstechnik hergestellt werden. Die Kosten des Baues können häufig verringert werden durch den Zusammenschluß mehrerer Gemeinden oder ganzer Bezirke zu Gruppenwasserversorgungen. Die Schaffung ländlicher Wasserleitungen ist auch ohne staatliche Beihilfe vielfach möglich. Wo staatliche oder kommunale Brandversicherungsanstalten bestehen, können diese aber den betreffenden Gemeinden Zuschüsse bewilligen, da der Brandschaden auf dem Lande durch die Einrichtungen von Wasserleitungen natürlich gewöhnlich herabgemindert wird.



Gruppenwasserversorgungen sind in Württemberg (z. B. auf der Rauhen Alb), Hessen [15] usw. im Laufe der letzten Jahre zahlreich angelegt worden. Beispiele dafür finden sich in den letzten Jahrgängen des Journ. f. Gasbel. und Wasserversorgung in großer Zahl. Ein Beispiel eines solchen Projektes gibt auch Groß [16].

Literatur zu VIII:

1) Bock, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1901, S. 717.
2) Hoffmann, Deutsche Militärärztliche Zeitschrift 1907, Nr. 11 und Ges.-Ing. 1908, S. 348.
3) Wehner, Ges.-Ing. 1907, S. 245 u. 289.
4) Ermel, Journ. f. Gasbel. und Wasservers. 1907, S. 695; Fleischmann, ebenda 1908, S. 1030.
5) Ges.-Ing. 1908, S. 685.
6) Moericke, Der Wasserpreis in Th. Weyl, Betriebsführung städtischer Werke 1909, **1**, 237; Gesundheit 1909, S. 251.
7) Eisner, Betrieb der Wassermesser in Th. Weyl, Betriebsführung städtischer Werke 1909, **1**, 220.
8) Tavel, Zentralbl. f. Bakt., I. Orig., 1903, **33**, 166.
9) Metzger, Technisches Gemeindeblatt 1907, IX, 293 u. 309; vgl. auch „Das Grundeigentum", Zeitschrift f. Hausbesitzer, Berlin 1906, S. 1167.
10) Ley, Die Verseuchung der Reinwasserleitung durch Rücksaugung, ihre Verbreitung und Verhinderung. Düsseldorf (W. Deiter) 1908. Ref. Ges.-Ing. 1908, S. 625; vgl. ferner Eisner, Journ. f. Gasbel. und Wasservers. 1910, S. 513; ferner Ges.-Ing. 1901, S. 178, 179 u. 317; 1906, S. 157 u. 656; 1907, S. 107; ferner Grimm, Mittlgn. a. d. K. Prüfungsanstalt f. Wasservers. u. Abwbes. 1910, **13**, 80.
10a) Veröff. des K. Ges.-Amtes 1910, S. 1203.
11) Steinhaus, Zeitschr. f. Schulgesundheitspflege 1907, **20**, 746; Badaloni, Internat. Arch. f. Schulhyg. 1906, XI, 266.
12) Ges.-Ing. 1905, S. 320; 1907, S. 399; 1908, S. 297; Gerhard, Wass. u. Abw. 1909, **2**, 486 Ref.; Tilly, Ges.-Ing. 1910, S. 534.
13) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 311.
14) Schmick, Vierteljahrsschr. f. öff. Ges.-Pflege 1909, **41**, 44; desgl. Journ. f. Gasbel. und Wasservers. 1909, S. 209.
15) v. Boehmer, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 94 u. 121.
16) Groß, Wasser u. Abwasser 1909, **1**, 273.

IX. Besondere Verhältnisse der Wasserversorgung.

Die Wasserversorgung kann auf Schwierigkeiten stoßen bei großer Entfernung der Konsumenten von der Wasserquelle und fehlender Zuleitung (Schiffahrt, Eisenbahnfahrt) oder bei Eintritt besonderer außergewöhnlicher Verhältnisse, welche eine geregelte Wasserversorgung größerer Menschenmassen erschweren (Wasserversorgung während eines Feldzuges).

Was die Wasserversorgung der Schiffe anbelangt, so besitzen die meisten seefahrenden Länder keine unmittelbaren gesetzlichen Bestimmungen über die Wasserversorgung zur See [1], nur mittelbar ist ein gewisser Schutz gegen die Benutzung infizierten oder verdächtigen Trinkwassers gegeben.

Das Wasser, welches in den eisernen, innen zementierten Trinkwassertanks der Schiffe mitgeführt zu werden pflegt — destilliertes Seewasser wird nur im Notfall benutzt — kann seiner Herkunft nach verdächtig sein oder bei der Füllung der Tanks verunreinigt oder in den Tanks selbst wegen mangelhaften Schutzes derselben gegen Verunreinigung in seiner Qualität verschlechtert werden. Nach diesen drei Richtungen hin hat also der Sanitätsbeamte seine Aufmerksamkeit zu richten.



In deutschen Häfen ist überall reichliche Gelegenheit zur Entnahme einwandfreien Trinkwassers geboten.

Man rechnet pro Kopf der Besatzung und Tag 6—10 Liter Wasser. Verdächtiges Wasser ist abzukochen, besondere Vorsicht ist bei der Entnahme von Wasser in solchen Häfen erforderlich, in welchen Cholera, Ruhr oder Unterleibstyphus herrschen [2]. Der Verseuchung verdächtiges Wasser ist zu desinfizieren [3]. Näheres über die Trinkwasserversorgung an Bord siehe bei Nocht [4].

Auch auf den Eisenbahnlinien muß für reichliches Vorhandensein einwandfreien Trinkwassers gesorgt und auf den Bahnhöfen gutes Trinkwasser für die Reisenden bereit gehalten werden [5]. In Preußen ist diese



Fig. 36. Fahrbarer Wassersterilisator.

Frage durch mehrere Ministerialerlasse geregelt. Die Brunnen der preußischen Staatseisenbahnen werden außerdem in regelmäßigen Zeitabständen — allerdings nur chemisch — untersucht.

Von größter Wichtigkeit, dabei aber unter Umständen sehr schwierig durchzuführen, ist die Versorgung der Truppen im Felde mit einwandfreiem Trinkwasser. Die Gründe dafür liegen auf der Hand und brauchen an dieser Stelle nicht besonders entwickelt zu werden. Unter Beiseitelassung aller zu hohen Anforderungen muß von einem Wasser für den im Felde stehenden Soldaten verlangt werden, daß es keine ekelerregende Beschaffenheit hat, durstlöschend, d. h. richtig temperiert und frei von Infektionserregern ist. Da das Mitführen von Wasser in größeren Mengen nur selten möglich sein wird, bleibt nur übrig, gelegentlich nicht zu tief stehendes Grundwasser durch abessinische Brunnen zu erschließen oder (gewöhnlich) das Ober-

flächenwasser durch geeignete Maßnahmen (Abkochen, Filtrieren, chemische Desinfektion) genießbar zu machen. Der Wert dieser Methoden ist auf S. 107 ff. des näheren besprochen worden. Es mag hier nur noch einmal darauf hingewiesen werden, daß für die Wasserversorgung größerer Truppenverbände hauptsächlich das Abkochen, z. B. mittels fahrbaren Wassersterilisators von Rietschel und Henneberg (Rudolf A. Hartmann, Berlin) [7] (Fig. 36), oder das Ozonisieren [6] in Frage kommt. Sind die Anlagen stationär (Lager, Festungen), so ist die Aufgabe erleichtert. Für die Wasserversorgung kleinerer Trupps und des einzelnen Mannes kommen auch die S. 108 genannten kleineren Wassersterilisatoren, sowie die Berkefeldfilter in Frage, chemisch wirkende Methoden dagegen wohl seltener. Deeleman (vgl. Lit. zu VII, 8) hat vorgeschlagen, die ultravioletten Strahlen zur Trinkwassersterilisation im Felde zu benutzen.

Näheres über die Trinkwasserversorgung im Felde ist in den Arbeiten von Musehold und Bischoff [6], Baehr [7], Lösener [8] und Hoffmann und Kutscher [8a] enthalten. Die letzteren beschreiben das neueste Modell (1909) des fahrbaren Armeetrinkwasserbereiters von Rietschel und Henneberg ausführlich. Vgl. dazu auch den von Hetsch bearbeiteten Abschnitt „Wasserversorgung" in dem „Lehrbuch der Militärhygiene" von Bischoff, Hoffmann, Schwiening [8b].

Für die Bildung besonderer Wasserversorgungs-Kompagnien tritt French [9] ein. Die großen Schwierigkeiten der Wasserversorgung während des südwestafrikanischen Feldzuges schildert Franz [10].

Wegen einzelner allgemeiner Angaben über Trinkwasserversorgungen in außereuropäischen Ländern sei auf einige Literaturangaben [11] verwiesen.

Literatur zu IX:

1) Ruffer and Willmore, Journal of Hyg. 1908, **8**, 504.
2) Anleitung zur Gesundheitspfl. auf Kauffahrteischiffen, 4. Ausgabe, Berlin 1906 (Springer) §§ 25 u. 29.
3) Vorschriften über die gesundheitl. Behandl. der Seeschiffe in den deutschen Häfen, nebst Desinfektionsanweisung vom 29. Aug. 1907. Veröff. d. K. Ges.-Amts 1907, S. 1033, II., § 30.
4) Nocht, Vorlesungen für Schiffsärzte. Leipzig (Thieme) 1906, S. 223, vgl. auch derselbe, Hygien. Rundsch. 1892, S. 273.
5) Brähmer, Eisenbahnhygiene, 2. Aufl. 1904, Jena (Fischer).
6) Musehold und Bischoff, Gedenkschrift für Leuthold 1906, I, 173; s. auch Prometheus 1906, S. 481; Rouget u. Bischoff, Ber. üb. d. XIV. internat. Kongr. f. Hyg. 1907; III, 515, 527.
7) Baehr, Zeitschr. f. Hyg. 1907, **56**, 113.
8) Lösener, Die Trinkwasserversorgung der Truppe. Berlin 1909 (Hirschwald).
8a) Hoffmann und Kutscher, Berl. Klin. Wochenschr. 1910, S. 1137.
8b) Bischoff, Hoffmann, Schwiening, Lehrbuch d. Militärhygiene. Berlin (Hirschwald) 1910, 2 Bd., S. 304.
9) Ges.-Ing. 1908, S. 795.
10) Franz, Deutsche Militärärztliche Zeitschrift 1908, **12**, s. auch Sanitätsbericht über die Marineexpeditionskorps in Südwestafrika 1904—1905 und in Ostafrika 1905—1906.
11) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1901, S. 432 u. 451; 1909, S. 407.
Wasserversorgung in Japan: Annual Report of the Central Sanitary Bureau of the Department for Home Affairs of the Imperial Japanese Government; Tokyo 1906.
Wasserversorgung in Südwestafrika: König, F., Die Wasserversorg. in Süd-Westafrika. Leipzig (Wiegand) 1907.
Kuhn-Schwabe, Taschenbuch f. Südwestafrika 1908, S. 103.



X. Die Untersuchung des Wassers.

Zur Untersuchung von Wässern stehen uns physikalische, chemische, mikroskopisch-biologische und bakteriologische Methoden zur Verfügung. Es ist nicht Aufgabe dieser Abhandlung, auf diese im einzelnen einzugehen, es muß vielmehr hierfür auf die betreffenden Lehrbücher und Leitfaden verwiesen werden [1]. Nur einige allgemeine Bemerkungen mögen Platz finden.

Die Untersuchung kann eine qualitative und eine quantitative sein. Leider muß man der ersteren bei der Wasseranalyse eine bescheidenere Rolle als der letzteren zuweisen. Was die Untersuchung in physikalischer Beziehung anlangt, so ist schon der Begriff der Klarheit und Farblosigkeit kein absoluter. Es gibt ferner kaum eine chemische Substanz, deren Vorhandensein an und für sich einen besonderen Schluß nach irgendeiner Richtung hin zuließe. Selbst die salpetrige Säure, welche in dieser Beziehung noch verhältnismäßig am meisten charakteristisch erscheint, ist eine so labile Verbindung, daß ihre intermediäre Entstehung aus dem häufig ganz harmlosen Ammoniak oder der vielfach ebenso zu bewertenden Salpetersäure sehr leicht möglich ist.

Auch das Vorhandensein giftig wirkender Stoffe, z. B. des Bleis, ist dann ohne größere Bedeutung, wenn sich die Mengen in sehr niedrigen Grenzen halten. Mit der Frage nach der Schädlichkeit einer Substanz ist eben die Quantitätsfrage stets unlöslich verbunden. Auf dem Gebiete der mikroskopisch-biologischen Untersuchung sind wir schon besser daran. Weist das Mikroskop in dem Sediment einer Wasserprobe Dinge nach, welche unzweifelhaft unmittelbar aus den Abfallstoffen des menschlichen Haushalts stammen (Stärkekörner, Kaffeesatz, Waschblau, Stoffasern, unverdaute, galliggefärbte Muskelfasern, Darmepithelien, menschliche oder tierische Haare, Reste von Vogelfedern u. dgl. m.), so ist mit diesem Nachweis schon viel gewonnen. Wir wissen dann, daß das entnommene Wasser gegen Verunreinigungen von außen nicht in der Weise geschützt war, wie wir es vom Standpunkt der Hygiene aus verlangen oder wünschen müssen.

Bei der qualitativen bakteriologischen Untersuchung stößt, der Nachweis von spezifischen Krankheitserregern gewöhnlich auf erhebliche Schwierigkeiten. Dies gilt namentlich vom Nachweis des Typhusbazillus. Ein negatives Untersuchungsergebnis ist hier durchaus kein Beweis dafür, daß der Infektionserreger nicht vorhanden ist oder war. Die Bedeutung des qualitativen Nachweises wird hierdurch stark eingeschränkt. Mehr Aussicht auf praktische Brauchbarkeit versprach der Nachweis des typischen B. coli im Wasser. Aber auch in diesem Falle kommen wir um die Quantitätsfrage nicht herum, denn es würde zu bedenklichen Konsequenzen — wenigstens nach unseren jetzigen Kenntnissen — führen, wollten wir die Anwesenheit des B. coli in einer Wasserprobe, ganz gleichgültig in welcher Menge, als ein Zeichen unzulässiger Verunreinigung durch menschliche und tierische Abfallstoffe betrachten.

Wir müssen infolgedessen darnach trachten, die Wasseruntersuchung auf allen Gebieten, d. h. sowohl in physikalischer wie in chemischer und in bakteriologischer Beziehung quantitativ zu gestalten. Mit einer qualitativen Prüfung kommt nur die mikroskopisch-biologische Methode aus, aber auch nur mit Vorbehalt. So pflegt man bei der biologischen Wasserunter-

suchung heutzutage dem vereinzelten Vorkommen bestimmter Organismen auch keine ausschlaggebende Bedeutung mehr beizulegen, sondern nur dem Vorkommen in „größerer Anzahl".

Die Ergebnisse der quantitativen Bestimmungen gestatten uns aber nur vergleichsweise zu urteilen, d. h. Veränderungen gegenüber einem statuierten, mehr oder minder hypothetischen „Normalzustande" festzustellen. Indem wir die Beschaffenheit eines Wassers zu einer Zeit bestimmen, wo es zweifellos nicht verunreinigt ist, oder indem wir eine Probe des Grundwassers oder Oberflächenwassers der Nachbarschaft (also gleichen Ursprungs) untersuchen dort, wo eine Verunreinigung noch nicht stattgefunden haben kann, oder dadurch, daß wir die allgemein über die Beschaffenheit reinen Wassers gesammelten Erfahrungen als Richtschnur benutzen, vermögen wir mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit diesen „Normalzustand" zu konstruieren und können so unter Umständen eine davon abweichende Beschaffenheit des Wassers als verdächtig ansprechen.

Die quantitative physikalische Untersuchung des Wassers wird in ihrer Bedeutung gewöhnlich unterschätzt, obgleich ein erfahrener Beobachter häufig durch sie, ohne Anwendung komplizierter Methoden, ein richtigeres Urteil über die hygienische Beschaffenheit eines Wassers gewinnen kann als mancher Unerfahrene mittels einer umständlichen chemischen oder bakteriologischen Untersuchung.

Mangels bequemer Vergleichswerte stößt die Prüfung der Durchsichtigkeit und der Farbe zwar auf gewisse Schwierigkeiten, dafür ist die Feststellung der Temperatur um so einfacher. Über den Gehalt an Elektrolyten orientiert schnell und sicher eine Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (S. 133).

Als Leitstoffe für die quantitative chemische Untersuchung des Wassers werden diejenigen Substanzen in erster Linie zu dienen haben, welche in den als Infektionsquellen am meisten gefürchteten, häuslichen Abwässern und den Ausscheidungsprodukten von Mensch und Tier hauptsächlich vertreten sind, d. h. kohlenstoffhaltige („organische Substanzen"), stickstoffhaltige, Chloride und event. Phosphate (selten Sulfate). Da die quantitative Bestimmung der letzteren aber verhältnismäßig umständlich ist, so beschränkt man sich gewöhnlich auf die Bestimmung der drei zuerst genannten. Auch die Feststellung aller gelösten Stoffe im Abdampfrückstand ist gewöhnlich von Wert.

Die Methoden zur Bestimmung der organischen Substanzen (Bestimmung des Glühverlustes des Abdampfrückstandes, Bestimmung des Verbrauchs an Kaliumpermanganat nach Kubel-Tiemann, Bestimmung des organischen Kohlenstoffs nach J. König) sind verhältnismäßig unvollkommene Hilfsmittel zum Studium der Wasserverunreinigung, da Begriff und hygienische Bedeutung der organischen Substanzen sehr dehnbar und wechselnd sind. Immerhin lassen sich bei Anwendung der nötigen Kritik und bei peinlicher Einhaltung der gleichen Untersuchungsmethodik aus dem Vergleich der Ergebnisse gewisse Rückschlüsse ziehen. Eindeutiger ist die Methode, welche die Zersetzungsfähigkeit eines Wassers bestimmt (Feststellung der Sauerstoffzehrung mittels der Methode der Sauerstoffbestimmung nach L. W. Winkler), jedoch ist sie gewöhnlich erst bei stärker verunreinigtem Wasser brauchbar.

Die kleinen Mengen organischen Stickstoffs, welche sich in

reineren Wässern finden, lassen sich nach der üblichen Methode von Kjeldahl nur unsicher feststellen, man wird sich bei der Untersuchung des Wassers, nachdem die qualitative Prüfung vorausgegangen ist, meist auf die Feststellung der anorganischen Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Nitrite Nitrate) beschränken und diese gewöhnlich auf kolorimetrischem Wege durchführen (Reaktionen mit Neßlers Reagens, Jodzinkstärkelösung, Bruzin usw.).

Die Bestimmung der Chloride ist leicht durch Titration mittels Silbernitratlösung (Kaliumchromat als Indikator) auszuführen, sie gibt aber nur richtige Resultate bei höherem Chlorgehalt (25 mg Cl im l Wasser und mehr) und ist andernfalls an eingedampften Wasserproben oder gewichtsanalytisch vorzunehmen.

Bei der Bestimmung des Gesamtrückstandes ist es wichtig, sich zu überlegen, ob die suspendierten Teilchen des Wassers vorher durch Filtration abgeschieden werden sollen oder nicht, ferner ist stets die nämliche Trocknungstemperatur (100 oder 110 Grad) einzuhalten. Eine gewichtsanalytische Bestimmung der Schwebestoffe reineren Wassers wird gewöhnlich, weil mit zu großen Versuchsfehlern behaftet, fortfallen müssen. An ihre Stelle treten besser die physikalischen Bestimmungen der Durchsichtigkeit und des Trübungsgrades (s. o.).

Dienten die bisher skizzierten chemischen Methoden hauptsächlich dazu, ein Wasser auf etwaige Verunreinigungen zu prüfen, d. h. auf seine Beschaffenheit von rein gesundheitlichem Standpunkt aus, so sind die folgenden vorwiegend in gesundheitstechnischer Beziehung wichtig. Es sind dies die Prüfungen auf Härte (Kalk- und Magnesiagehalt), Eisen, Mangan, Reaktion, Gasgehalt und Bleilösungsfähigkeit.

Die Methode der Härtebestimmung mittels Seifenlösung nach Clark reicht nur für einfache Fälle aus, sicherer ist die gewichtsanalytische Bestimmung des Kalziums und Magnesiums. Da es häufig von Bedeutung ist zu wissen, wieviel „vorübergehende (Karbonat-)Härte“ das Wasser hat, so wird sich in solchen Fällen die maßanalytische Bestimmung der Karbonathärte und der Gesamthärte nach Wartha-Pfeifer empfehlen.

Zur ungefähren Bestimmung des Eisen- und Mangangehaltes genügen vielfach qualitative chemische Reaktionen (mit Kampescheholz, Natriumsulfid; mit Salpetersäure und Bleisuperoxyd usw.) oder der Versuch, ob sich das Eisen beim Schütteln der Wasserprobe mit Luft ausscheidet, sonst müssen kolorimetrische oder maßanalytische Methoden angewandt werden.

Reaktion und Gasgehalt (Gehalt an Sauerstoff und Kohlensäure) eines Wassers sind wichtig zur Beurteilung seiner etwaigen angreifenden Eigenschaften auf Metalle (Rohrleitungen). Bei der Bestimmung der Kohlensäure ist nicht nur auf die freie Kohlensäure Rücksicht zu nehmen, sondern auch auf die als Hydrokarbonat vorhandene. Soweit sich die bleilösende Eigenschaft eines Wassers nicht schon aus seiner chemischen Beschaffenheit (Härte, Kohlensäuregehalt) ergibt, entscheidet der unmittelbare Versuch. Die übrigen, hier nicht aufgeführten Untersuchungen werden nach Bedarf oder der Vollständigkeit halber ausgeführt. Namentlich wenn es sich um das Wasser für eine zentrale Wasserleitung handelt, sollte eine möglichst eingehende Analyse ausgeführt werden. Dort, wo Änderungen im Salzgehalte (Gehalt an Elektrolyten) eines Wassers festzustellen sind, bedient man sich sehr vorteilhaft der Bestimmung des elektrischen Leitvermögens des Wassers (s. o.). Für ambulante Bestimmungen des Leitver-



mögens ist der nach Angaben Pleißners [2] von der Firma Richard Bosse & Co. (Berlin SO. 36) konstruierte Untersuchungskasten (Fig. 37) sehr bequem.

Einige der angeführten Untersuchungen (Bestimmung von Temperatur, Durchsichtigkeit, Farbe, Geruch, Geschmack, anorganischen Stickstoff-Verbindungen, Eisen, Reaktion, Sauerstoff und Kohlensäure) sind tunlichst bei der Entnahme der Proben gleich an Ort und Stelle vorzunehmen oder einzuleiten.

Bei der Entnahme der Proben, namentlich derjenigen, in welchen



Fig. 37. Apparat zur Messung des elektrischen Leitvermögens des Wassers.

die gelösten Gase bestimmt werden sollen, sind besondere Vorsichtsmaßregeln zu beachten.

Die mikroskopisch-biologische Untersuchung des Wassers ist, wie schon erwähnt, eine vorwiegend qualitative und besteht in der mikroskopischen Untersuchung des Sedimentes und bei Oberflächenwässern aus der Untersuchung des mittels Planktonnetzes gesammelten Planktons. Schlammuntersuchungen können bei Hochbehältern und Stauweihern (Talsperren) in Frage kommen.

Soweit die bakteriologische Untersuchung auf den unmittelbaren Nachweis von Krankheitserregern (Choleravibrio, Typhusbazillus usw.) im Wasser verzichtet, ist sie eine rein quantitative und besteht bekanntlich in der Feststellung der Anzahl von Kolonien, welche sich aus 1 ccm Wasser auf der üblichen Fleischextraktpeptongelatine nach 48stündiger

Aufbewahrung bei ca. 20° C zur Entwicklung bringen lassen (Keimzählung). In neuerer Zeit legt man auch Wert darauf, die Menge Wasser festzustellen, in welcher sich das typische B. coli noch nachweisen läßt, d. h. ob dasselbe z. B. erst bei der Verarbeitung von 500 ccm gefunden wird oder schon in 100, 10, 1, 0,1 usw. ccm Wasser (sogen. „Kolititer" nach Petruschky). Vgl. dazu auch die Bemerkungen auf S. 138.

Der Nachweis des B. coli dient zur Charakterisierung der Infektionsverdächtigkeit eines Wassers.

Hinsichtlich der Gesichtspunkte für die Untersuchung des Niederschlagsgebietes und des Grundwasserträgers wird auf die Kapitel I und V verwiesen.

Literatur zu X:

1) Tiemann-Gärtners Handbuch der Untersuchung und Beurteilung der Wässer. 4. Aufl. Braunschweig (Vieweg) 1895; Ohlmüller-Spitta, Die Untersuchung und Beurteilung des Wassers und des Abwassers. 3. Aufl. Berlin (Springer) 1910; Klut, Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. Berlin (Springer) 1908; Dost u. Hilgermann, Taschenbuch für die chemische Untersuchung von Wasser und Abwasser. Jena (Fischer) 1908; ferner die betreff. Abschnitte in K. B. Lehmanns Methoden der praktischen Hygiene. 2. Aufl. Wiesbaden 1901; Classen, Ausgewählte Methoden der analytischen Chemie. Braunschweig (Vieweg) 1903. 2. Band; Fresenius, Anleitung zur quantit. chem. Analyse. 6. Aufl., 1905. 2. Bd.; Lunge, Chemisch-technische Untersuchungsmethoden. 5. Aufl. Berlin (Springer) 1904. 1. Band; Standard Methods of Water Analysis. Chicago 1905. (Sonderabdruck aus Journ. of Inf. Dis. Suppl. I); Senft, Mikroskopische Untersuchung des Wassers. Wien 1905; Whipple, The Microscopy of Drinking-Water. Sec. ed. New York 1908; Steuer, Planktonkunde. Leipzig 1910; Savage, The Bacteriological Examination of Water Supplies. London 1906; Prescott and Winslow, Elements of Water Bacteriology. Sec. ed. New York 1908.

2) Pleißner, Wasser und Abwasser. 1910, 2, 249.

XI. Die Beurteilung der Untersuchungsergebnisse und der Wert der Wasseruntersuchung.

Wie bereits in der Einleitung betont wurde, ist die hygienische Beurteilung des Wassers im Lauf der Zeiten nicht unerheblichem Wechsel unterworfen gewesen [1].

Um beurteilen zu können, ob ein Wasser sich zu Wasserversorgungszwecken eignet, sind folgende Fragen zu prüfen:

1. Ist das betreffende Wasser gegen Infektion geschützt?
2. Eignet es sich seiner sonstigen Beschaffenheit nach als Trinkwasser und Nutzwasser für den Haushalt?
3. Ist es auch für gewerbliche Zwecke brauchbar?

Diese letztere Frage zu beantworten, wird nicht in allen Fällen notwendig sein.

Neben dieser Prüfung der Qualitätsfrage muß natürlich auch die zur Verfügung stehende Quantität des Wassers gebührende Berücksichtigung finden. Man wird ferner zunächst immer von der Voraussetzung auszugehen haben, daß eine Trennung der Wasserversorgung für Trink- und Nutzzwecke nicht beabsichtigt ist.

Zu 1. Daß ein Trinkzwecken dienendes Wasser gegen Infektion geschützt sein muß, ist die wichtigste und von allen Seiten anerkannte Forderung. Wie weit dieser Schutz gehen soll, und welche Mittel geeignet



sind, über diese Frage Aufschluß zu geben, darüber gehen die Ansichten nicht unerheblich auseinander, eine Tatsache, die ihren Grund zum Teil in dem zurzeit noch vorhandenen Mangel genügender experimenteller und empirischer Unterlagen hat. Die Vertreter von drei verschiedenen extremen Anschauungen stehen sich hier bisweilen gegenüber. Die eine Partei redet der chemischen Wasseruntersuchung das Wort, die andere der bakteriologischen und die dritte — wenigstens wenn es sich um die Beurteilung einer Grundwasserversorgung handelt — legt lediglich Wert auf die Feststellung der örtlichen Verhältnisse. Es ist richtig, daß — um bei dem schwierigsten Fall, dem der Grundwasserbeurteilung, gleich stehen zu bleiben — die untrügliche Wahrnehmung der Möglichkeit einer Infektion des Brunnenwassers z. B. durch Abwasserzuflüsse unmittelbar von oben her oder seitlich durch die undichte Wand des Brunnenkessels hindurch genügt, um jede weitere Untersuchung überflüssig zu machen, denn die Möglichkeit kann jederzeit zur Tatsache werden, und damit ist das hygienische Urteil über den betreffenden Brunnen gesprochen. Hüppe [2] hat bereits im Jahre 1887 die Frage nach der Infektionsmöglichkeit als den Kardinalpunkt für die Beurteilung eines Brunnenwassers aufgestellt.

Für solche Fälle also muß man denjenigen, welche der örtlichen Besichtigung einen alleinigen oder doch ausschlaggebenden Wert beigelegt wissen wollen (Gruber, Gärtner, Kruse, Flügge, Reichenbach [3]), unbedingt beipflichten, und es war wichtig und dankenswert, daß in einer Zeit, in welcher die hygienische Begutachtung der Wässer häufig auf Grund der chemischen, bakteriologischen und mikroskopischen Untersuchung eingesandter Proben ausgeführt zu werden pflegte, von autoritativer Seite auf die Unzulässigkeit eines solchen Vorgehens energisch hingewiesen wurde. Auch der umgekehrte Fall kommt vor: Es erscheint z. B. vom rein gesundheitlichen Standpunkt aus überflüssig, das Wasser eines Brunnens bakteriologisch zu untersuchen, der auf unbesiedeltem, landwirtschaftlich nicht ausgenutztem Terrain niedergebracht ist, bei welchem außerdem das Grundwasser tief steht oder artesischen Auftrieb hat oder der Grundwasserträger von einer undurchlässigen Bodenschicht überlagert wird. In solchen Fällen wird man, um ganz sicher zu gehen oder der Vollständigkeit halber höchstens bei Neuanlagen eine bakteriologische Untersuchung vornehmen [4]. Mit Recht wird daher auch in dem § 74 der preußischen Dienstanweisung für die Kreisärzte [5] vom 1. September 1909 der Schwerpunkt weniger auf die chemische und bakteriologische Untersuchung von Wasserproben gelegt als auf die örtliche Besichtigung der Entnahmestelle.

Aber es bleiben doch genug Fälle übrig, wo uns die örtliche Untersuchung allein keinen Aufschluß darüber gibt, welchen Reinheitsgrad das Grundwasser besitzt, und wie groß die Leistungsfähigkeit des Grundwasserträgers als Filter ist; da, gestützt auf das Urteil der oben genannten Autoren, sich allmählich viele Untersucher auf den extremen anderen Standpunkt stellten, daß nur die örtliche Besichtigung von Wert sei, wird neuerdings mit Recht von anderer Seite (z. B. von Christian, Eijkman, Savage, Schattenfroh, Sendtner [6]) der Standpunkt wieder mehr vertreten, daß die Ergänzung der örtlichen Besichtigung durch die Untersuchung des Wassers selbst nicht nur zulässig, sondern unter Umständen auch geboten ist. Auch J. König [7] spricht der Untersuchung des Wassers



sehr das Wort. Den richtigen Mittelweg beschreitet wohl Sendtner (a. a. O. [6]), wenn er sagt: „Es beruht auf einer Verkennung der Tatsachen und hieße, das Kind mit dem Bade ausschütten, wollte man behaupten, daß die Okularinspektion alles leistet, was wir brauchen. Vor Übertreibung in dieser Richtung hat man sich ebenso zu hüten, wie vor Überschätzung des Wertes der chemischen oder bakteriologischen Prüfung."

Anerkannt wird im allgemeinen, daß die bakteriologische Untersuchung Brauchbares leistet bei der Kontrolle der künstlichen Sandfiltration. Nur für diese besteht die in den „Grundsätzen für die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration" [8] vom 13. Januar 1899 zum Ausdruck gebrachte Forderung, daß ein befriedigendes Filtrat beim Verlassen des Filters in der Regel nicht mehr als ungefähr 100 Keime im Kubikzentimeter enthalten soll (vgl. S. 79 u. 143).

Dadurch, daß von manchen Untersuchern diese Grenzzahl „100" kritiklos auch für die Beurteilung der Brunnen benutzt wurde, sind einerseits viele Mißverständnisse geschaffen worden, andererseits ist die bakteriologische Untersuchung mehr, als sie es verdient, in Mißkredit gekommen. Man sollte statt einer bestimmten Grenzzahl bei Grundwasseruntersuchungen besser ganz allgemein die Forderung aufstellen: der Keimgehalt des Filtrates soll möglichst niedrig und möglichst gleichmäßig sein.

Da wir wissen, daß wir von einem künstlichen Filter nur dann ein keimarmes Filtrat erwarten dürfen, wenn sich dasselbe eingearbeitet hat, die Filtrationsgeschwindigkeit möglichst gleichmäßig und vor plötzlichen Schwankungen gesichert ist, so kann es nicht wundernehmen, daß das natürliche Bodenfilter eines intermittierend und mit wechselnder Beanspruchung betriebenen Einzelbrunnens sehr ungleichmäßige Keimzahlen bei der Untersuchung seines Wassers liefern muß. Mit Rücksicht darauf ist es zweifellos in den allermeisten Fällen ganz unangebracht, aus der Anzahl der im ccm gefundenen Keime Rückschlüsse auf die bakteriologische Qualität des dem Brunnen zuströmenden Wassers zu machen, denn es steht, wie Reichenbach es richtig formuliert, „bei mangelhaften Brunnen der Grad der Mangelhaftigkeit in keinem Verhältnis zu der Bakterienzahl, also können wir auch aus der Bakterienzahl keinen Rückschluß auf die Beschaffenheit des Brunnens machen."

Die „Befahrung" eines Kesselbrunnenschachtes nach Auspumpen desselben zwecks genauer Feststellung der Beschaffenheit der Kesselwandungen und unmittelbarer Probeentnahme des zuströmenden Grundwassers vorzunehmen, wird häufig empfohlen. Aus naheliegenden Gründen werden in der Praxis solche zeitraubenden Manipulationen selten ausgeführt.

Anders als bei den Brunnen für Einzelwasserversorgung liegt die Sache bei kontinuierlich betriebenen und gleichmäßig beanspruchten Wasserwerksbrunnen. Hier wird es eher erlaubt sein, aus dem Bakteriengehalt des Filtrats auf die Reinheit des zuströmenden Grundwassers zu schließen, desgl. bei freiwillig und ständig ausfließenden Grundwässern (Quellen), bei welchen auch nach Gruber die Keimzählung einen nicht zu unterschätzenden Wert hat, eine gute Quellfassung vorausgesetzt.

Mißlich ist es, daß die Ergebnisse der Keimzählung erst 48 Stunden nach Beginn der Untersuchung erhalten werden können (vgl. S. 80).

Bei der Beurteilung von intermittierend betriebenen Einzelbrunnen,



im besonderen von Flachbrunnen [9], wird man gelegentlich Anhaltspunkte für die etwaige Infektionsverdächtigkeit des Wassers bekommen können, wenn man die Bestimmung des B. coli an Stelle der Keimzählung setzt. Sind auch die Ansichten über die Bedeutung des B. coli als Indikator noch geteilt (Gärtner [9a]), so neigt doch die Mehrzahl der Autoren heute der Auffassung zu, daß bei einer etwas schärferen Begrenzung des Begriffes „B. coli" diese Darmbakterie unter Umständen ein brauchbares Kriterium abgibt. Die Literatur über diese Frage findet man zusammengestellt bei Lange und Fromme [10], bei Ohlmüller-Spitta, Prescott und Winslow und Savage (s. Lit. zu X). Die Bestimmung des B. coli muß eine quantitative sein, so daß man auch bei dieser Untersuchungsmethode schließlich um eine empirische Grenzzahl nicht herumkommen wird. In Deutschland hat man bisher eine solche noch nicht festgelegt, es ist auch zweifelhaft, ob man das tun soll und wird. Gelingt der Nachweis des B. coli schon in 1 ccm, so hält z. B. Whipple [11] das Wasser für infektionsverdächtig, eine Ansicht, der man sich einstweilen wird anschließen dürfen. Savage (a. a. O.) hält es schon für bedenklich, wenn der Nachweis in 10 ccm gelingt. Das Londoner Trinkwasser muß nach den Kontrollvorschriften so rein sein, daß in mehr als der Hälfte der untersuchten Proben selbst in 100 ccm Wasser B. coli nicht gefunden wird; angeblich soll es auch diesen hohen Anforderungen genügen [12]. Nach Vincent [13] macht die Anwesenheit des B. coli in 0,1 oder 1 ccm Wasser dasselbe untauglich zu Trinkzwecken, in 10 ccm noch verdächtig. Das vorläufige Ergebnis der Prüfung auf B. coli ist schon nach wenigen Stunden feststellbar, ein Vorzug gegenüber der Keimzählung.

Über die Art, in welcher Brunnen gelegentlich infiziert werden, haben wir nur vereinzelte Beweise, meist vielmehr nur theoretische Vorstellungen. Sieht man die Literatur hinsichtlich der von verseuchten Brunnen ausgegangenen Typhuserkrankungen durch, so wird man, falls überhaupt der Weg, auf welchem die Infektionserreger in das Brunnenwasser gerieten, sicher festgestellt werden konnte, finden, daß nur grobe Verunreinigungen des Brunnenwassers die Katastrophe herbeigeführt haben (vgl. S. 42). Gewöhnlich waren die Schmutzstoffe auf kürzestem Wege von oben in den Kesselbrunnen hineingelangt.

Solange unsere Kenntnisse über die Anzahl der zu einer Infektion notwendigen Typhus- und Cholerabakterien, über die wechselnde Virulenz derselben, über den Antagonismus der anderen Wasserbakterien gegenüber diesen pathogenen Formen, über die Bedeutung der Protozoen im Brunnenwasser als Bakterienfresser noch so lückenhaft sind, und solange eingehende systematische Untersuchungen über die Durchdringbarkeit von Bodenschichten verschiedener Korngröße in vertikaler und horizontaler Richtung für pathogene Bakterien nicht vorliegen, wird man hinsichtlich der Beurteilung von Wasserversorgungsanlagen, was die Größe des notwendigen Schutzgebietes der Brunnen usw. anlangt, mehr oder weniger auf theoretische Überlegungen angewiesen sein (vgl. S. 52). Ob diese in der Mehrzahl der Fälle zu richtigen Ergebnissen führen, erscheint fraglich.

Für den Tuberkelbazillus konnte man feststellen, daß, um eine Infektion hervorzurufen, gewisse Mindestmengen desselben in den Respirationstraktus uud sehr große Mengen in den Digestionstraktus von Versuchstieren gelangen müssen [14]. Es liegt zunächst kein Grund vor anzunehmen,



daß bei intestinalen Infektionen des Menschen mit dem Typhusbazillus usw. die Dinge ganz wesentlich anders liegen.

Verfasser [15] hat vor mehreren Jahren die Aufmerksamkeit wieder darauf gelenkt, daß die organischen Schwebestoffe des Wassers Bakteriennester darstellen und hundertmal soviel Keime enthalten als die gleiche Gewichtsmenge der Flüssigkeit (Wasser). Ist die Voraussetzung richtig, daß zur Hervorrufung einer intestinalen Infektion (z. B. mit Typhusbazillen) eine größere Anzahl von Typhuskeimen notwendig ist, daß also vereinzelte mit dem Wasser aufgenommene Typhusbazillen eine Infektion nicht hervorzurufen vermögen, so würde die praktische Konsequenz dieser Auffassung die sein, daß es bei der künstlichen Filtration und bei der natürlichen Bodenfiltration hauptsächlich darauf ankommt, die im mikroskopischen Sinne gröberen Schwebestoffe (vgl. S. 79) zu beseitigen [16]. Ob diese Auffassung richtig ist, stehe dahin; für sie spricht jedenfalls auch die Tatsache, daß bei gut geleiteten Sandfilterwerken, obgleich dieselben nachweislich nicht keimdicht arbeiten (C. Fränkel, Piefke), Infektionen durch den Genuß des filtrierten Wassers augenscheinlich nicht oder doch nur so vereinzelt vorkommen, daß sie aus einer Infektion durch die vermutlich zahlreich durch das Filter gehenden pathogenen Einzelkeime nicht erklärt werden können. Wichtig für die etwaige Infektion der Brunnenwässer ist die Größe der Beanspruchung der Brunnen. Mit einer starken Beanspruchung ist, zumal wenn der Grundwasserträger nicht sehr ergiebig ist, wie auf S. 60 bereits auseinandergesetzt worden ist, eine erhebliche Absenkung des Grundwasserspiegels verbunden. Innerhalb der auf diese Weise gebildeten Depressionszone ist das Hineinwandern pathogener Bakterien in das Grundwasser infolge der vermehrten Filtrationsgeschwindigkeit eher denkbar. Bei stark beanspruchten, in nächster Nähe von Flußläufen gelegenen Brunnen kann auf diese Weise leicht mangelhaft filtriertes Flußwasser sich dem Grundwasser beimischen. Die Gefahr der Brunneninfektion ist jedenfalls, wie auf S. 76 schon betont wurde, verschieden hoch zu veranschlagen. Am größten wird sie sein, wenn Schmutzstoffe unmittelbar von oben in den Brunnenkessel eintreten können, in zweiter Linie, wenn die Filtrationskraft des Bodens in horizontaler Richtung nicht ausreicht. Verhältnismäßig am geringsten dürfte dagegen — einen gut filtrierenden, feinporigen Boden vorausgesetzt — die Gefahr der Verseuchung des Grundwassers von der Bodenoberfläche her auf vertikalem Wege sein, es sei denn, daß das Grundwasser ungewöhnlich hoch steht und die Brunnen sehr flach sind.

Bei zerklüftetem, nur von einer dünnen Schicht Muttererde bedecktem Boden (Kalk, Schiefer usw.) liegen die Verhältnisse natürlich ganz anders. Hier kann das verunreinigte Tagewasser oft unmittelbar, ohne einen nennenswerten Filtrationsprozeß durchgemacht zu haben, bis auf die undurchlässige Schicht versinken (vgl. S. 10). Eine Infektion von Quellen kommt erfahrungsgemäß bei solchen Bodenarten sehr häufig zustande, wie die zahlreichen von Gärtner [17] gesammelten Beispiele lehren.

Ob unter besonderen Umständen ungereinigtes Oberflächenwasser (z. B. aus Talsperren) vom bakteriologischen Standpunkt aus ohne Bedenken zur Trinkwasserversorgung dienen darf, ist eine noch strittige Frage (vgl. S. 69). Es erscheint indessen die Benutzung eines nur „geschönten" (S. 70) Oberflächenwassers auch deshalb verhältnismäßig unbedenklich, weil die

Prozesse der Selbstreinigung, einschließlich der Vernichtung der Bakterien, im stagnierenden, bezw. schwach bewegten Wasser sich energischer abzuspielen pflegen als im strömenden. Houston [18] ist sogar der Meinung, daß ein 30—40 Tage langer Aufenthalt von Flußwasser in Aufhaltebecken genügt, um es hygienisch unbedenklich zu machen. Diese optimistische Anschauung dürfte aber nur wenige Anhänger finden.

Die Bedeutung der chemischen Wasseranalyse für die Beantwortung der Frage nach der Infektionsverdächtigkeit eines Wassers ist nach Ansicht der meisten Fachleute gering. Nur von einzelnen Seiten wird sie noch verfochten. Der Grund dafür liegt eigentlich auf der Hand. Wir bestimmen mittels der chemischen Analyse hauptsächlich die gelösten Stoffe, während uns vom epidemiologischen Standpunkt aus die suspendierten Stoffe des Wassers, die Bakterien, interessieren. Die Wege, auf welchen diese beiden Stoffe in das Grundwasser gelangen und in demselben wandern, decken sich nicht immer.

Die Erfahrung hat ferner gezeigt, daß ein gesetzmäßiger Zusammenhang zwischen der durch die chemische Analyse aufgedeckten Wasserbeschaffenheit und dem Bakteriengehalt nicht besteht, insoweit das Wasser nicht unabgebaute Bakteriennährstoffe besitzt und der Ruhe überlassen war (vgl. S. 35). So kommt es, daß die gewonnenen Ergebnisse der chemischen Analyse häufig — besonders bei der Untersuchung der Brunnenwässer — den wenig erfahrenen Untersucher mehr in seinem hygienischen Urteil verwirren („organische Substanz"! Ammoniak!) als aufklären. Es mag nur daran erinnert werden, daß eine ganze Anzahl von an sich reinen Wässern, die aber Auslaugungen huminstoffreicher Grundwasserträger darstellen, von Haus aus viel „organische Substanz", d. h. eine hohe Oxydierbarkeit besitzen, und daß die gefundenen anorganischen Stickstoffverbindungen oft genug aus alten Resten tierischen und pflanzlichen Lebens, im besonderen aus Braunkohleformationen oder Torfschichten sich herleiten. Eisenhaltige Tiefbrunnenwässer enthalten gewöhnlich gleichzeitig Ammoniak und Schwefelwasserstoff, ohne daß diesen Beimengungen irgendeine hygienische Bedeutung zukäme.

Daß trotzdem gelegentlich der Nachweis der anorganischen Stickstoffverbindungen im Wasser auf eine Bodenverunreinigung und eine daraus vielleicht erwachsende Gefahr für die Gesundheit des Konsumenten hindeuten kann, soll damit natürlich nicht bestritten werden. Auch der Vergleich der chemischen Zusammensetzung von Wässern aus demselben Grundwasserstrom kann bisweilen wertvolle Aufschlüsse und Fingerzeige geben. Über die Bedeutung chemischer Stoffe als Indikatoren vgl. S. 30.

Die physikalisch-chemische Untersuchung eines Wassers orientiert uns also mehr über seine Appetitlichkeit als über seine Infektionsgefährlichkeit. Nur bei Quellwässern kann unter Umständen die einfache Beobachtung des Wechsels seiner physikalischen und chemischen Eigenschaften (Durchsichtigkeit, Temperatur, Zusammensetzung) die Aufmerksamkeit auf eine Infektionsmöglichkeit (Zusammenhang mit Tagewässern) lenken. Daß die mikroskopisch-biologische Untersuchung des Sedimentes einer Wasserprobe häufig wertvolle Aufschlüsse geben kann, wurde schon oben (S. 131) erwähnt.

Welche Untersuchungsmethode auch gewählt werden mag, stets muß davor gewarnt werden, aus einer einmaligen Untersuchung des

Wassers Schlüsse auf seine dauernde Zusammensetzung zu ziehen, wenigstens dann, wenn es sich um die Frage der Infektionsgefährlichkeit eines Wassers handelt.

Zu 2. Zur Entscheidung der Frage, ob sich ein Wasser seiner sonstigen Beschaffenheit nach als Trink- oder Nutzwasser für den Haushalt eignet, ist die physikalische und chemische Untersuchung fast allein maßgebend. Da wir bei der Wasserversorgung einen Unterschied zwischen Trinkwasser und Nutzwasser nicht zu machen pflegen, so ist es ganz natürlich, daß wir die physikalische und chemische Untersuchung für die Beurteilung des Wassers stets heranziehen.

Gegenstand der physikalischen Untersuchung sind selbstverständlich die äußere Beschaffenheit des Wassers, seine Farbe, seine Durchsichtigkeit, sein Geruch und Geschmack und seine Temperatur. Über die Bedeutung dieser Eigenschaften ist oben das Nötigste gesagt worden.

Hier möge nur noch einmal betont werden, daß man bei einer Wasserversorgung nicht nur die unmittelbar sanitären Gesichtspunkte im Auge haben darf, sondern auch in hervorragendem Maße auf die ästhetische Seite Rücksicht nehmen muß. Ein braungefärbtes oder trübes oder mangelhaft temperiertes Wasser wird von der Bevölkerung gemieden, auch wenn man ihr sagt, daß es hygienisch einwandfrei sei und die Trübung z. B. auf harmlose Ton- oder Eisenteilchen zurückzuführen ist. Wie schon mehrmals hervorgehoben, liegt der Nachteil eines solchen Wassers dann darin, daß die Bevölkerung ein anderes Wasser, das bessere äußere Eigenschaften hat, aber vielleicht stark infektionsverdächtig ist, im Konsum vorzieht.

Von den chemischen Eigenschaften interessieren vor allem der Salzgehalt an sich, Härte, Schwefelwasserstoff, Eisen, Mangan und die Eigenschaft Metalle anzugreifen, im besonderen die Bleilösungsfähigkeit des Wassers. Über die gesundheitliche Bedeutung dieser Stoffe ist im Abschnitt IV das Notwendige bereits gesagt worden, es kann daher hier darauf verwiesen werden.

Zu 3. Rücksichtnahme auf industrielle Bedürfnisse und Ansprüche wird nur in gewissen Fällen bei der städtischen Wasserversorgung geboten sein, da größere Gewerbebetriebe sich gewöhnlich eine eigene Wasserversorgung zu schaffen suchen.

Es sei noch einmal daran erinnert, daß z. B. Färbereien und Bleichereien ein vollständig klares und farbloses Wasser benötigen, also auch ein völlig eisenfreies Wasser. Gewöhnlich ist auch hartes Wasser nicht zu brauchen, nur bei gewissen Arten der Färberei (Türkischrotfärberei usw.) scheint kalkhaltiges Wasser notwendig zu sein.

Eisenfreies Wasser verlangen ferner die Papierfabriken, weiches Wasser Wäschereien und Gerbereien; Brauereien und Zuckerfabriken verlangen vor allem ein Wasser, das wenig organische Stoffe enthält und frei von Nitraten ist. Durch salzreiche Wässer kann die Zuckerausbeute herabgedrückt werden.

Hinsichtlich des Kesselspeisewassers vgl. S. 102. Nähere Angaben über die notwendigen Eigenschaften von Nutzwässern für industrielle Zwecke siehe u. a. bei Fischer [19].

Whipple hat den Versuch gemacht, den Wert des reinen Trink- und Brauchwassers zu berechnen [20].



Literatur zu XI:

1) Grahn, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1904, S. 973 u. 993.
2) Hüppe, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1889, S. 15, 42 u. 80.
3) Gruber, Viertelj. f. öff. Ges.-Pfl. 1893, **25**, 415; Gärtner, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1894, S. 448 u. 473; Kruse, Z. f. Hyg. 1894, **17**, 1; Flügge, Viertelj. f. öff. Ges.-Pfl. 1896, **28**, 210; Reichenbach, Hyg. Rundschau 1903, S. 433.
4) Gärtner, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1904, S. 759.
5) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1909, S. 1280 u. 1311.
6) Christian, Arch. f. Hyg. 1905, **54**, 386; Eijkman, Zentralbl. f. Bakt. I, Orig., 1904, **37**, 742; Savage, Journ. of Hyg. 1907, **7**, 477; Schattenfroh, Bericht über den 14. internat. Kongreß f. Hyg. 1907, **1**, 233; Sendtner, Beurteilung des Wassers in Weyls Handbuch der Hygiene 1896, **1**.
7) König, J. Zeitschr. f. Unters. d. Nahr.- u. Genußmittel 1904, **8**, II, 64.
8) Veröff. des K. Ges.-Amtes 1899, S. 107.
9) Savage, Journ. of Hyg. 1907, **7**, 477.
9a) Gärtner, Z. f. Hyg. 1910, 67, 55; Konrich, Klin. Jahrb. 1910, **23**, 1.
10) Lange, Arbeiten aus den Kgl. Instit. zu Dresden 1907, **2**, 29; Fromme, Z. f. Hyg. 1910, **65**, 251.
11) Whipple, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1906, S. 535.
12) Houston, Ges.-Ing. 1908, S. 363, Ref.
13) Vincent, Annal. de l'Inst. Pasteur 1905, **19**, 233; vgl. auch Bonjean, La Technique sanit. 1906, S. 224.
14) Findel, Z. f. Hyg. 1907, **57**, 104; Koehlisch, ebenda, 1908, **60**, 508.
15) Spitta, Arch. f. Hyg. 1903, **46**, 64.
16) Kißkalt, Bericht üb. d. 14. internat. Kongr. f. Hyg. 1907, **3**, 148; Schreiber, Techn. Gemeindeblatt 1908, XI, 197.
17) Gärtner, Klin. Jahrbuch 1902, **9**, 63.
18) Houston, Surveyor 1909, S. 436 u. 467.
19) Fischer, Das Wasser. 3. Aufl. Berlin (Springer) 1902.
20) Whipple-Weldert, Wasser u. Abwasser 1909, **1**, 41.

XII. Bestimmungen über Schutz, Einrichtung, Betrieb und Überwachung von Wasserversorgungsanlagen.

Das Wasser wird in seiner Eigenschaft als Trinkwasser geschützt durch die §§ 324, 326 und 367 des Reichs-Strafgesetzbuches, ferner durch die §§ 12, 13 und 14 des Nahrungsmittelgesetzes vom 14. Mai 1879. —

Wasserwerke sind nicht konzessionspflichtig nach § 16 der Gewerbeordnung.

Zur Sicherung der Trinkwasserversorgung sind innerhalb Deutschlands in den letzten Dezennien mehrere Maßnahmen getroffen worden.

Nachdem unter Leitung des Kais. Ges.-Amtes, veranlaßt durch die Choleraepidemien des Jahres 1892, „Grundsätze für die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration zu Zeiten der Choleragefahr" ausgearbeitet und durch den Bundesrat als Vorschrift aufgestellt waren, wurden diese neu überarbeiteten Grundsätze im Jahre 1899 auch für gewöhnliche Zeiten als Leitsätze für den Betrieb von Sandfilterwerken vorgeschrieben [1].

Sie haben sich durchaus bewährt [2] und lauten folgendermaßen:

Grundsätze für die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration.

§ 1. Bei der Beurteilung eines filtrierten Oberflächenwassers sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

a) Die Wirkung der Filter ist als eine befriedigende anzusehen, wenn der Keimgehalt des Filtrats jene Grenze nicht überschreitet, welche erfahrungsgemäß durch eine gute



Sandfiltration für das betreffende Wasserwerk erreichbar ist. Ein befriedigendes Filtrat soll beim Verlassen des Filters in der Regel nicht mehr als ungefähr 100 Keime im Kubikzentimeter enthalten.

b) Das Filtrat soll möglichst klar sein und darf in bezug auf Farbe, Geschmack, Temperatur und chemisches Verhalten nicht schlechter sein, als vor der Filtration.

§ 2. Um ein Wasserwerk in bakteriologischer Beziehung fortlaufend zu kontrollieren, empfiehlt es sich, wo die zur Verfügung stehenden Kräfte es irgend gestatten, das Filtrat jedes einzelnen Filters täglich zu untersuchen. Von besonderer Wichtigkeit ist eine solche tägliche Untersuchung:

a) Nach dem Bau eines neuen Filters, bis die ordnungsmäßige Arbeit desselben feststeht,

b) bei jedesmaligem Anlassen des Filters nach Reinigung usw. desselben, und zwar wenigstens 2 Tage oder länger bis zu dem Zeitpunkte, an welchem das Filtrat eine befriedigende Beschaffenheit hat,

c) nachdem der Filterdruck über $^2/_3$ der für das betreffende Werk geltenden Maximalhöhe gestiegen ist,

d) wenn der Filterdruck plötzlich abnimmt,

e) unter allen ungewöhnlichen Verhältnissen, namentlich bei Hochwasser.

§ 3. Um bakteriologische Untersuchungen im Sinne des § 1 zu a veranstalten zu können, muß das Filtrat eines jeden Filters so zugänglich sein, daß zu beliebiger Zeit Proben entnommen werden können.

§ 4. Um eine einheitliche Ausführung der bakteriologischen Untersuchungen zu sichern, wird das in der Anlage angegebene Verfahren zur allgemeinen Anwendung empfohlen.

§ 5. Die mit der Ausführung der bakteriologischen Untersuchung betrauten Personen müssen den Nachweis erbracht haben, daß sie die hierfür erforderliche Befähigung besitzen. Dieselben sollen, wenn irgend tunlich, der Betriebsleitung selbst angehören.

§ 6. Entspricht das von einem Filter gelieferte Wasser den hygienischen Anforderungen nicht, so ist dasselbe vom Gebrauch auszuschließen, sofern die Ursache des mangelhaften Verhaltens nicht schon bei Beendigung der bakteriologischen Untersuchung behoben ist.

Liefert ein Filter nicht nur vorübergehend ein ungenügendes Filtrat, so ist es außer Betrieb zu setzen und der Schaden aufzusuchen und zu beseitigen.

§ 7. Um ein minderwertiges, den Anforderungen nicht entsprechendes Wasser beseitigen zu können [§ 6], muß jedes einzelne Filter eine Einrichtung besitzen, die es erlaubt, dasselbe für sich von der Reinwasserleitung abzusperren und das Filtrat abzulassen. Dieses Ablassen hat, soweit die Durchführung des Betriebes es irgend gestattet, in der Regel zu geschehen:

1. unmittelbar nach vollzogener Reinigung des Filters und
2. nach Ergänzung der Sandschicht.

Ob im einzelnen Falle nach Vornahme dieser Reinigung, bezw. Ergänzung ein Ablassen des Filtrats nötig ist und binnen welcher Zeit das Filtrat die erforderliche Reinheit wahrscheinlich erlangt hat, muß der leitende Techniker nach seinen, aus den fortlaufenden bakteriologischen Untersuchungen gewonnenen Erfahrungen ermessen.

§ 8. Eine zweckmäßige Sandfiltration bedingt, daß die Filterfläche reichlich bemessen und mit genügender Reserve ausgestattet ist, um eine den örtlichen Verhältnissen und dem zu filtrierenden Wasser angepaßte mäßige Filtrationsgeschwindigkeit zu sichern.

§ 9. Jedes einzelne Filter soll für sich regulierbar und in bezug auf Durchfluß, Überdruck und Beschaffenheit des Filtrats kontrollierbar sein; auch soll es für sich vollständig entleert, sowie nach jeder Reinigung von unten mit filtriertem Wasser bis zur Sandoberfläche angefüllt werden können.

§ 10. Die Filtrationsgeschwindigkeit soll in jedem einzelnen Filter unter den für die Filtration jeweils günstigsten Bedingungen eingestellt werden können und eine möglichst gleichmäßige und vor plötzlichen Schwankungen oder Unterbrechungen gesicherte sein. Zu diesem Behufe sollen namentlich die normalen Schwankungen, welche der nach den verschiedenen Tageszeiten wechselnde Verbrauch verursacht, durch Reservoire möglichst ausgeglichen werden.

§ 11. Die Filter sollen so angelegt sein, daß ihre Wirkung durch den veränderlichen Wasserstand im Reinwasser-Behälter oder -Schacht nicht beeinflußt wird.



§ 12. Der Filtrations-Überdruck darf nie so groß werden, daß Durchbrüche der obersten Filtrierschicht eintreten können. Die Grenze, bis zu welcher der Überdruck ohne Beeinträchtigung des Filtrats gesteigert werden darf, ist für jedes Werk durch bakteriologische Untersuchungen zu ermitteln.

§ 13. Die Filter sollen derart konstruiert sein, daß jeder Teil der Fläche eines jeden Filters möglichst gleichmäßig wirkt.

§ 14. Wände und Böden der Filter sollen wasserdicht hergestellt sein, und namentlich soll die Gefahr einer mittelbaren Verbindung oder Undichtigkeit, durch welche das unfiltrierte Wasser auf dem Filter in die Reinwasserkanäle gelangen könnte, ausgeschlossen sein. Zu diesem Zwecke ist insbesondere auf eine wasserdichte Herstellung und Erhaltung der Luftschächte der Reinwasser-Kanäle zu achten.

§ 15. Die Stärke der Sandschicht soll mindestens so beträchtlich sein, daß dieselbe durch die Reinigungen niemals auf weniger als 30 cm verringert wird, jedoch empfiehlt es sich, diese niedrigste Grenzzahl, wo der Betrieb es irgend gestattet, auf 40 cm zu erhöhen.

§ 16. Es ist erwünscht, daß von sämtlichen Sandfilterwerken im Deutschen Reiche über die Betriebsergebnisse, namentlich über die bakteriologische Beschaffenheit des Wassers vor und nach der Filtration, dem Kaiserlichen Gesundheitsamt, welches sich über diese Frage in dauernder Verbindung mit der seitens der Filtertechniker gewählten Kommission halten wird, alljährlich Mitteilung gemacht wird. Die Mitteilung kann mittels Übersendung der betreffenden Formulare in nur je einmaliger Ausfertigung erfolgen.

Dem § 4 dieser Grundsätze sind als Anlage Vorschriften für die Ausführung der bakteriologischen Untersuchung beigefügt (abgedruckt u. a. bei Ohlmüller-Spitta [Lit. zu X, 1] S. 251).

Im Auftrage des Reichskanzlers hat ferner der Reichs-Gesundheitsrat eine „Anleitung [3] für die Einrichtung, den Betrieb und die Überwachung öffentlicher Wasserversorgungsanlagen, welche nicht ausschließlich technischen Zwecken dienen“, geschaffen. Diese Anleitung wurde vom Bundesrat unter dem 16. Juni 1906 den verbündeten Regierungen als Richtschnur empfohlen. Der Anleitung sind ausführliche Erläuterungen beigegeben. Kurz vorher (11. Februar 1905) waren preußischerseits „Grundsätze für Anlage und Betrieb von Grund-(Quell-)Wasserwerken“ aufgestellt worden, welche aber gegenüber der auf breiterer Basis ausgearbeiteten Anleitung des Reichs-Gesundheitsrates zurücktreten mußten.

Die Anleitung selbst (ausschließlich der Erläuterungen) hat folgenden Wortlaut:

A. Einrichtung.

I. Wahl des Wassers.

1. Behufs Gewinnung eines Maßstabs für die an eine Wasserversorgungsanlage zu stellenden Anforderungen ist der Gesamtbedarf an Wasser für die Gegenwart und eine nicht zu ferne Zukunft festzustellen. Sodann ist der Ort und die Beschaffenheit der verschiedenen in der betreffenden Gegend in genügenden Mengen zugänglichen, für Trink- und Gebrauchszwecke geeigneten Wässer zu ermitteln.

2. Für die Entscheidung, ob ein Wasser und welches Wasser zur Versorgung herangezogen werden soll, kommen in Betracht:
   a) die Wasserbeschaffenheit (Nr. 3 bis 8),
   b) die Wassermenge (Nr. 9 und 10).

3. Das zur Verwendung kommende Wasser muß frei sein von Krankheitserregern und solchen Stoffen, welche die Gesundheit zu schädigen geeignet sind; auch soll die Sicherheit geboten sein, daß das Wasser solche nicht in sich aufnehme (vgl. auch Nr. 11 bis 13). Das Wasser soll möglichst farblos, klar, gleichmäßig kühl, frei von fremdartigem Geruch und Geschmack, kurz von solcher Beschaffenheit sein, daß es gern genossen wird.

4. Diejenigen Krankheiten, welche durch Oberflächen-, wie auch durch Grund- und



Quellwasser verbreitet werden können, sind in erster Linie Typhus und Cholera; unter Umständen kommen auch die Ruhr, die Weilsche Krankheit, tierische Schmarotzer und Milzbrand (bei Tieren) in Betracht. Auch wird von manchen angenommen, daß Epidemien von Brechdurchfällen durch verunreinigtes Trinkwasser entstehen.

Führt ein zufließendes Quell- oder Grundwasser bei sachgemäßer Probeentnahme dauernd oder zuzeiten mehr als vereinzelte Bakterien, so ist das ein Zeichen, daß die Bodenfiltration an der einen oder der anderen Stelle oder in weiteren Gebieten nicht ausreicht. Eine Gefahr liegt alsdann vor, wenn das schlecht filtrierende Gebiet der Verunreinigung durch menschliche Schmutzstoffe ausgesetzt ist; sie kann unter Umständen auch bei Verunreinigung durch tierische Schmutzstoffe vorhanden sein. In dem ruhenden oder langsam sich erneuernden Wasservorrate von Brunnen, Quellstuben, Sammelbehältern und dergleichen findet erfahrungsgemäß eine gewisse Vermehrung von Bakterien statt, welcher, sofern das zufließende Wasser einwandfrei ist und die Behälter gegen Verunreinigungen von außen geschützt sind, eine Bedeutung für die Bewertung des Wassers nicht beizumessen ist.

5. Trübungen in einem Quell- oder Grundwasser, die auf Erdteilchen beruhen, sind an sich ungefährlich, aber sie können, ähnlich wie die Bakterien, andeuten, daß ungenügend filtriertes Wasser eindringt. Feste Gesteine geben trübende Teilchen in der Regel nicht ab.

Ebenso können kleine Wasserpflanzen und -tiere oder Luftblasen ein Anzeichen für ungenügende Bodenfiltration sein.

6. Größere Temperaturschwankungen weisen beim Grund- und Quellwasser darauf hin, daß Oberflächenwasser rasch und in erheblicher Menge dem unterirdischen Wasser zufließt. Das Gleichbleiben der Temperatur aber schließt das Vorhandensein solcher Zuflüsse noch nicht mit Sicherheit aus.

7. Die chemische Beschaffenheit eines Wassers hängt ab von der Art und Beschaffenheit des Bodens, auf und in dem es sich befindet und den es durchflossen hat. Mineralische und organische Stoffe sollen in dem Wasser höchstens in solcher Menge enthalten sein, daß sie den Genuß und Gebrauch nicht stören. Kochsalzarme und weiche Wässer sind im allgemeinen den kochsalzreichen und harten Wässern vorzuziehen. Örtliche Anhäufungen größerer Mengen von organischen Stoffen, von Chloriden, von schwefelsauren, kohlensauren, salpetrigsauren und salpetersauren Salzen, namentlich der Alkali- und Erdalkalimetalle, sowie von Salzen des Ammoniums im Wasser können auf das Vorhandensein einer Infektionsgefahr oder unappetitlicher Verunreinigungen hinweisen. Unter Berücksichtigung der Verhältnisse an Ort und Stelle ist unter Umständen durch Versuche zu entscheiden, ob die Mutmaßung richtig ist. An sich sind die vorgenannten Stoffe in den Mengen, in welchen sie im Wasser in der Regel gefunden werden, gesundheitlich nicht schädlich.

Nachteilig ist es, wenn ein Wasser die Eigenschaft hat, die Materialien der Leitung (Fassungen, Sammelbehälter, Leitungsrohre) anzugreifen; insbesondere kann die Eigenschaft, Blei zu lösen, unmittelbar zu Gesundheitsschädigungen führen. Bleiröhren sind deshalb von der Verwendung auszuschließen, wenn das Wasser die Eigenschaft besitzt, dauernd Blei aus den Röhren aufzunehmen. Natürliche färbende Stoffe (Huminstoffe), sowie ein etwa vorhandener Eisen- oder Mangangehalt können ein Wasser unansehnlich machen und seinen Genuß- und Gebrauchswert herabsetzen; jedoch lassen sich diese Fehler in der Regel bis zu einem nicht mehr störenden Grade beseitigen.

8. Oberflächenwasser oder durch Kanäle, Spalten oder ungenügend filtrierende Schichten mit der Erdoberfläche in Verbindung stehende Wässer des Untergrundes (von der Erdoberfläche aus verunreinigtes Grund- und Quellwasser) entsprechen meistens den Anforderungen unter Nr. 3 nicht, insofern als Krankheitserreger und Verunreinigungen unter Umständen in das Wasser hineingelangen können, und als die Temperatur ungleichmäßig sein kann.

Die Temperaturschwankungen lassen sich nur wenig ausgleichen. Durch geeignete Verfahren können die schwebenden Teilchen entfernt und die etwa vorhandenen Krankheitserreger so weit beseitigt werden, daß eine Gefahr praktisch nicht mehr in Frage kommt.

9. Das durch die Anlage zu liefernde Wasser muß für die Gegenwart und eine nicht zu ferne Zukunft den Bedarf an Wasser zu jeder Tages- und Jahreszeit mit voller Sicherheit zu decken vermögen. Auch in der weiteren Entwickelung ist dem sich steigernden Bedarfe rechtzeitig und zwar vor dessen Eintritt Rechnung zu tragen.

10. Der Grundsatz einer einheitlichen Versorgung ist möglichst überall durchzuführen. Ist es in Ausnahmefällen nicht möglich, eine für alle Zwecke ausreichende Menge von Wasser nach Maßgabe der vorstehenden Anforderungen zu beschaffen, so muß mindestens das Trink- und Hausgebrauchswasser den Anforderungen entsprechen.

Zwingen die Verhältnisse zur Anlage einer besonderen Leitung für Betriebswasser (d. h. Wasser zum Straßenwaschen, Feuerlöschen, Gartensprengen, Wasser für gewisse Betriebe, Kesselspeisewasser, Industriewasser und ähnliches), so ist sie von der Trink- und Hausgebrauchswasserleitung vollständig getrennt zu halten und sind, falls das Betriebswasser gesundheitliche Nachteile bietet, die Zapfstellen so einzurichten und anzulegen, daß eine mißbräuchliche Benutzung für Trink- und Hausgebrauchszwecke tunlichst verhindert wird.

II. Bildung eines Schutzbezirkes.

11. Sowohl bei Quell- und Grundwasser, als auch bei Oberflächenwasseranlagen kann die Sicherung eines Schutzbezirkes notwendig werden, einerseits, um das Abgraben oder eine sonstige schädigende Entnahme oder Ableitung zu verhindern, anderseits, um eine Infektion, Vergiftung oder Verunreinigung des Wassers zu verhüten.

12. Die Größe, Gestalt und Lage des Schutzbezirkes ist den jeweiligen örtlichen Verhältnissen entsprechend nach Anhörung von Sachverständigen (Geologen, Wasserversorgungsingenieure, Chemiker, Hygieniker usw.) festzusetzen.

13. Soweit geeignete Wassergewinnungsstellen oder Schutzbezirke nicht freihändig zu Eigentum erworben oder in einer anderen, dauernd sicheren Weise geschützt werden können, empfiehlt es sich, die Verleihung des Enteignungsrechts zu beantragen.

Unter Umständen gewährt der Erlaß polizeilicher Anordnungen, durch welche innerhalb eines Schutzbezirkes tiefere Aufgrabungen (Schürfungen, Ausbaggerungen, Steinbrüche, Bergbau usw.) die Erzeugung, Ansammlung oder Lagerung nachteilig auf das Wasser einwirkender Stoffe oder die Einleitung häuslicher, städtischer oder industrieller Abwässer in Gewässer verboten oder beschränkt werden, ausreichenden Schutz. Auch läßt sich bei Flurregulierungen oft von vornherein ein Schutzbezirk schaffen.

Es liegt im Interesse der öffentlichen Gesundheitspflege, daß Anträge auf Erteilung des Enteignungsrechts zur Erwerbung von geeigneten Wassergewinnungsstellen und Schutzbezirken oder auf Erlaß der im Abs. 2 bezeichneten polizeilichen Anordnungen tunlichst Berücksichtigung finden.

III. Einrichtung der Anlage.

14. Die Anlage selbst muß so eingerichtet und beschaffen sein, daß sie, sofern ein gesundheitlich einwandfreies Wasser geschöpft wird, dieses nicht verschlechtert, sofern aber nur ein gesundheitlich bedenkliches oder sonstwie nicht einwandfreies Wasser zur Verfügung steht, dieses in ein unschädliches und billigen Ansprüchen genügendes Wasser umwandelt.

15. Quell- und Grundwasseranlagen sind so anzulegen und einzurichten, daß Krankheitserreger oder Verunreinigungen nicht eindringen können.

Demgemäß sind Sammelröhren, Sammelstollen, Sammelgalerien, Kessel-, Röhren-, artesische Brunnen, Quellfassungen, Sammelschächte, Sammelbrunnen, Revisionsschächte, kurz alle wassersammelnden, wasserführenden und wasserhaltenden Bauwerke der Gewinnungsanlage so einzurichten, daß nur das zur Erschließung und Benutzung vorgesehene Wasser gefaßt, dagegen jedes Tagewasser oder wilde Wasser oder sonstige Verunreinigungen, namentlich durch den menschlichen Verkehr, sicher und dauernd ferngehalten werden.

Die Saugleitungen der Pumpen und die Heberleitungen müssen mit den Brunnen derartig verbunden werden, daß kein anderes als das zur Erschließung vorgesehene Wasser in die Brunnen oder Leitungen eintreten kann.

Zur Reinigung (Spülung) der Anlagen sind tunlichst Entleerungsvorrichtungen vorzusehen. Etwaige Anlagen zum Ausgleiche des Luftdrucks sind hygienisch einwandfrei einzurichten.

Wenn mehrere Brunnen, Stollen, Quellfassungen oder ähnliche Einrichtungen angelegt werden, müssen sie, soweit angängig, einzeln ausschaltbar gemacht werden.

16. Anlagen, welche Oberflächenwasser oder ein der Infektionsgefahr ausgesetztes Grund- oder Quellwasser verarbeiten, sind so einzurichten, daß die im Rohwasser etwa vorhandenen Krankheitserreger beseitigt werden und neue nicht hineingelangen (vgl. Nr. 15).



Die in den „Grundsätzen zur Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration“ vom 13. Januar 1899 (vergl. Veröffentlichungen des Kaiserlichen Gesundheitsamts, Jahrgang 1899, (S. 107) enthaltenen Bestimmungen werden hierdurch nicht berührt.

17. Es sind Einrichtungen zu treffen, durch welche Färbungen und Trübungen des Wassers sowie Fehler im Geschmack und Geruch beseitigt oder wenigstens auf ein erträgliches Maß herabgedrückt werden (vergl. Nr. 7 Abs. 2), ohne daß Verschlechterungen des Wassers in anderer Hinsicht eintreten.

Sämtliche Lüftungseinrichtungen dieser Anlagen sollen mit Drahtgewebe oder auf andere Art abgeschlossen sein. Die zum Begehen der Anlagen erforderlichen Laufplanken, Gänge usw. sind zu wasserdichten Rinnen auszubilden, welche eine Reinigung ohne eine Beschmutzung des Filter- oder Lüfterwassers gestatten.

18. Alle Behälter für reines und gereinigtes Wasser müssen so eingerichtet sein, daß das Wasser gegen Verunreinigungen und Infektionen völlig gesichert ist, daß die Behälter leicht gereinigt werden können und daß tunlichst Wasserumlauf in ihnen stattfindet. Die Behälter und Rohre müssen so tief liegen oder so eingedeckt sein, daß das darin befindliche Wasser von der Tagestemperatur möglichst wenig beeinflußt wird. Die Rohrleitungen müssen so beschaffen sein, daß ein Eindringen von Schmutz und Krankheitskeimen ausgeschlossen und ein guter Wasserumlauf gewährleistet ist. Eine ausgiebige Spülung des Rohrnetzes soll möglich sein.

Auch müssen Einrichtungen getroffen sein, um Proben des Wassers zum Zwecke der Untersuchung sachgemäß entnehmen zu können.

IV. Pläne, Bauausführung und Abnahme.

19. Die Durchführung der vorstehenden Grundsätze erscheint nur dann gesichert, wenn die für eine Neuanlage oder eine größere Erweiterung einer bestehenden Anlage ausgearbeiteten Pläne vor der Ausführung, der Bau während der Ausführung und die fertigen Anlagen vor der Inbetriebnahme seitens der Behörde einer sachverständigen Prüfung in hygienischer Hinsicht unterworfen werden.

B. Betrieb.

20. Der Betrieb der Anlage ist so zu gestalten, daß den Anforderungen der Nr. 14, 15 und 16 dauernd entsprochen wird. Bei Anlagen mit Sandfiltration ist bezüglich der Betriebshaltung den „Grundsätzen für die Reinigung von Oberflächenwasser durch Sandfiltration“ vom 13. Januar 1899 stets in vollem Umfange Rechnung zu tragen. Anlagen anderer Konstruktion, die gleichen Zwecken dienen, sind so in Betrieb zu halten, daß ihre Wirkung dauernd der einer guten Sandfiltrationsanlage mindestens gleichkommt.

21. Anlagen mit Einrichtungen, durch welche Färbungen oder Trübungen oder andere Fehler beseitigt werden sollen, müssen so betrieben werden, daß ein zufriedenstellender Erfolg (vergl. Nr. 17) dauernd erzielt wird.

22. Es ist Vorsorge zu treffen, daß der Betriebsleitung zuverlässiger, sachkundiger, hygienischer Beirat stets zur Seite steht. Insbesondere hat die Betriebsleitung bei Störungen oder Änderungen im Betriebe sich rechtzeitig über die gesundheitliche Tragweite derartiger Vorkommnisse zu unterrichten und darauf bei ihren Maßnahmen Rücksicht zu nehmen. Wesentliche Störungen sind alsbald, wesentliche Betriebsänderungen vor der Ausführung der Behörde anzuzeigen, so daß diese die etwa vom Standpunkte der öffentlichen Gesundheitspflege erforderlichen Maßnahmen rechtzeitig treffen kann.

23. Das beim Betriebe der Anlage mit dem Wasser in Berührung kommende Personal soll an Zahl möglichst gering sein; es ist zur Reinlichkeit anzuhalten; fortlaufende ärztliche Überwachung des Personals ist erwünscht. Personen, welche an ekelerregenden oder ansteckenden Krankheiten leiden, müssen vom technischen Betriebe sofort und so lange ferngehalten werden, als nach ärztlichem Ermessen noch eine Gefahr besteht. Bezüglich der in Nr. 4 bezeichneten Krankheiten gilt dies auch für solche Personen, welche der Krankheit nur verdächtig oder Infektionsträger oder auch nur einer Infektionsmöglichkeit in erhöhtem Maße, z. B. infolge von Typhusfällen in ihrer näheren Umgebung (Familie, Haus), ausgesetzt sind.

24. Bei Beschäftigung in den Filtern ist den Arbeitern besonderes Schuhzeug für alle Arbeiten, durch welche sie während des Betriebs mit dem Wasser in Berührung gebracht werden, und außerdem eine wasserdichte Kleidung vorrätig zu halten.

Zu den Betriebsarbeiten dürfen nur saubere Werkzeuge benutzt werden, welche in besonderen Behältnissen aufzubewahren sind.

Sind im Innern von Anlagen zur Gewinnung, Sammlung und Zuleitung von Wasser Arbeiten ausgeführt worden, so ist vor erneuter Benutzung eine kräftige Spülung erforderlich.

25. Wenn in Fällen höherer Gewalt die Lieferung gesundheitlich nicht einwandfreien Wassers unvermeidbar ist, muß dies sofort öffentlich bekannt gemacht und der zuständigen Behörde angezeigt werden.

C. Überwachung.

26. Die Überwachung verfolgt den Zweck, festzustellen, daß ein an sich einwandfreies Wasser nicht infiziert, verschmutzt oder sonstwie nachteilig verändert, sowie daß ein nicht einwandfreies Wasser zu einem unschädlichen und billigen Ansprüchen genügenden Genußwasser umgewandelt wird. Wenn dies bei dem einen oder dem anderen Wasser nicht der Fall ist, oder wenn ein Wasser nachträglich verschlechtert wird, sind die Ursachen zu ermitteln und, wenn möglich, Mittel zu ihrer Beseitigung anzugeben. Auch das Vorhandensein der genügenden Wassermenge ist durch die Überwachung festzustellen.

27. Die Überwachung hat sich zu erstrecken auf
 a) die Umgebung der Anlage,
 b) die Anlage selbst, einschließlich Wassergewinnung, Fassung, Zuleitung, Verteilung, Entnahme und
 c) den Betrieb.

28. Die Art der Überwachung hat sich nach der mehr oder minder großen Sicherheit, welche die Wasserversorgungsanlage bietet, und nach der ihr zukommenden mehr oder minder großen wirtschaftlichen Bedeutung zu richten. Dabei macht es, sofern die Anlage öffentlichen Zwecken dient, keinen Unterschied, ob sie sich im Eigentum oder in der Verwaltung eines Staates, eines öffentlichen Verbandes (Kreis, Bezirk, Gemeinde oder dergleichen), einer Genossenschaft oder einer oder mehrerer Privatpersonen befindet. Öffentlichen Zwecken im Sinne dieser Grundsätze dienen auch die Anlagen solcher Anstalten, welche dem Publikum geöffnet oder zugewiesen sind, z. B. Krankenhäuser, Schulen und Erziehungsanstalten, Kasernen, Gefangenanstalten.

29. Die Überwachung wird ausgeübt teils durch regelmäßig wiederkehrende, teils durch außerordentliche, infolge besonderer Vorkommnisse notwendig werdende Prüfungen.

Die regelmäßigen Prüfungen finden in bestimmten, von der zuständigen Behörde festzusetzenden Zwischenräumen, mindestens aber alle drei Jahre einmal statt.

Die Prüfungen haben tunlichst zu den Zeiten stattzufinden, welche sich erfahrungsgemäß als gefährlich erwiesen haben, z. B. Wasserknappheit, Wasserfülle.

30. Die Prüfung hat in jedem Falle durch einen hygienischen Sachverständigen, sofern es sich aber nicht um ganz einfache Anlagen handelt, auch durch einen in Wasserversorgungsfragen erfahrenen technischen Sachverständigen zu erfolgen.

Wenn es erforderlich erscheint, hat die Behörde die Hinzuziehung weiterer Sachverständiger (Geologen, Chemiker, Bakteriologen usw.) anzuordnen. Namentlich kommt dies außer bei der ersten Anlage oder bei der Erweiterung größerer Werke (Nr. 19) bei solchen Betriebsstörungen in Betracht, welche nicht auf eine durch offensichtliche äußere Einflüsse hervorgerufene Veränderung der Menge oder der Beschaffenheit des Wassers zurückzuführen sind.

31. Bei besonderen Vorkommnissen kann die Behörde auch jederzeit eine Prüfung einer Wasserversorgungsanlage oder eine Wiederholung in kürzeren Zeiträumen anordnen, namentlich dann, wenn die Entstehung oder Verbreitung einer durch Wasser übertragenen Epidemie, z. B. Typhus, Cholera, zu befürchten steht, oder wenn eine solche bereits ausgebrochen ist.

Die Behörde hat dafür zu sorgen, daß wesentliche Änderungen im Betriebe rechtzeitig zu ihrer Kenntnis gelangen, und hat sich über die Einwirkung der Veränderungen auf die gesundheitlichen Verhältnisse alsbald zu unterrichten.

32. Die Wasserwerksleitung hat die Beauftragten der Behörde nach Möglichkeit zu unterstützen und ihnen das zur Prüfung erforderliche Material zur Verfügung zu stellen. Bei den Prüfungen ist zu begutachten, ob, und zutreffendenfalls, wie oft, wann und wie chemische, bakteriologische und andere Untersuchungen sowie Mengenbestimmungen des



Wassers stattzufinden haben. Die Behörde entscheidet, ob und inwieweit diesen Anforderungen zu entsprechen ist.

33. Es empfiehlt sich, den Gang und den Umfang der Prüfung der Wasserversorgungsanlagen durch Ausführungsbestimmungen zu regeln.

Über die Prüfung ist eine Niederschrift aufzunehmen, welche den Beteiligten abschriftlich mitgeteilt werden soll.

Diese Anleitung haben die meisten Bundesstaaten, z. T. mit besonderen Ausführungsbestimmungen, ihren Verwaltungsbehörden zur Nachahmung empfohlen [4].

Abgesehen hiervon haben eine Reihe von Bundesstaaten schon früher oder in neuerer Zeit ihre Aufmerksamkeit den Verhältnissen der Wasserversorgung gewidmet.

In Preußen enthält die Dienstanweisung für die Kreisärzte (a. a. O.) im Abschnitt XX die Wasserversorgung betreffende Bestimmungen. Ein Erlaß aus dem Jahre 1905 betrifft die Unterlagen für die zur Begutachtung kommenden Entwürfe von Wasserversorgungsanlagen [5].

In Bayern [6] regelt eine Reihe von Verordnungen und Entschließungen die Tätigkeit des Wasserversorgungsbureaus (s. u.).

Auch Württemberg [7] hat einige Bestimmungen, die öffentliche Wasserversorgung betreffend, erlassen, desgl. Baden [8] und Elsaß-Lothringen [9].

In Österreich ist eine Zentralstelle für Wasserversorgung unlängst geschaffen worden [10].

Die in verschiedenen Bundesstaaten (Baden, Württemberg, Bayern, Sachsen) erlassenen Wassergesetze [11] nehmen gewöhnlich entweder gar nicht oder nur indirekt Bezug auf die Trinkwasserversorgung, behandeln vielmehr fast ausschließlich Wasserrechtsfragen und höchstens noch die Verunreinigung der offenen Gewässer.

In Preußen ist ein Wassergesetz erst in Vorbereitung.

Zum Schutze der Mineralquellen ist ein preußisches Gesetz im Jahre 1908 geschaffen worden [12].

Brunnenordnungen hat man bisher nur für einzelne Verwaltungsbezirke erlassen (vergl. S. 57). Für zentrale Wasserversorgungsanlagen hat man in Preußen stellenweise detaillierte Vorschriften gegeben, so z. B. für den Reg.-Bez. Trier [13]. Eine Zusammenstellung der auf die Wasserversorgung sich beziehenden Preußischen Ministerialerlasse usw. gibt Räuber [14].

Besondere staatliche Einrichtungen zur Förderung der Einführung zweckmäßiger zentraler Wasserversorgungen haben mehrere Bundesstaaten getroffen. So besitzt Württemberg seit 1869 das Kgl. Bauamt für Wasserversorgung, Bayern seit 1878 das technische Wasserversorgungsbureau [15]; auch in Baden, Hessen [16] und Elsaß-Lothringen hat man diesen Fragen reges Interesse entgegengebracht. Die genannten Ämter usw. behandeln die Wasserversorgungsfrage ganz vorwiegend vom technischen Standpunkt.

Die Kgl. Preußische Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung in Berlin, um deren Gründung im Jahre 1901 und um deren Ausbau sich Schmidtmann in hervorragender Weise verdient gemacht hat, verdankt dagegen ihre Entstehung in erster Linie hygienischen und sanitätspolizeilichen Erwägungen und stellt dadurch eine glückliche Vereinigung von Hygiene und Technik dar [17].

Die Grundlage für eine fortlaufende Überwachung der dem allgemeinen Gebrauche dienenden Einrichtungen für Versorgung mit Trink- oder



Wirtschaftswasser bildet der § 35 des **Reichsgesetzes, betreffend die Bekämpfung gemeingefährlicher Krankheiten** vom 30. Juni 1900 [18]. Der § 17 des nämlichen Gesetzes ermächtigt unter Umständen die Behörde, den Gebrauch von Brunnen oder Wasserleitungen zu verbieten oder zu beschränken.

Über die rechtlichen Grundlagen und die Grenzen des staatlichen Aufsichtsrechtes gegenüber zentralen Wasserleitungen im Bereiche der preußischen Monarchie vgl. Krenzlin [19].

Über die **Methoden der hygienischen Kontrolle** zentraler Wasserversorgungen hat sich unlängst Flügge [20] noch einmal ausführlich geäußert, nachdem diese Angelegenheit wiederholt früher Gegenstand öffentlicher Beratung gewesen ist.

Literatur zu XII:

1) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1899, S. 107.
2) Pannwitz, Arb. a. d. K. Ges.-Amte 1898, **14,** 153.
3) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1906, S. 777.
4) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1906, S. 1057; 1907, S. 683, 684, 685, 772; 1908, S. 1218, 1219, 1909, S. 489, 713, 1074.
5) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1905, S. 1068; Ges.-Ing. 1906, S. 252.
6) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1909, S. 217, 395.
7) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1899, S. 663; 1905, S. 738.
8) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1909, S. 191 (§ 11—12) u. 991.
9) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1901, S. 736.
10) Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910, S. 20.
11) Ges.- u. Verordn.-Bl. f. Baden 1899, S. 309; Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1901, S. 353; 1907, S. 601; 1909, S. 539.
12) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1908, S. 730 u. 1422.
13) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1904, S. 587.
14) Räuber, Bestimmungen usw. für das Medizinalwesen in Preußen; Leipzig (Leineweber), 2. Aufl., 1910.
15) Wolfius, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908, S. 1140.
16) Vgl. Lit. zu VIII, 15.
17) Das Preußische Medizinal- und Gesundheitswesen in den Jahren 1883—1908. Festschrift. Berlin (Fischer) 1908, S. 120; Gebührenordnung d. Anstalt s. Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1910, S. 1075.
18) Veröff. d. K. Ges.-Amtes 1900, S. 673 u. 1029.
19) Krenzlin, Vierteljahrsschr. für öff. Ges.-Pfl. 1904, **36,** 362.
20) Flügge, Offiz. Ber. über die 25. Hauptversamml. des Preuß. Med.-Beamtenvereins, Berlin (Fischer) 1908, S. 20.

Beseitigung der Abwässer und ihres Schlammes.

Von

A. Schmidtmann in Marburg; **K. Thumm** und **C. Reichle** in Berlin.



I. Entwicklung und Stand der Abwässerfrage.

Geschichtliches und Gesetzliches.

Die Entstehung der Abwässerfrage war eine Folge des um die Mitte des vorigen Jahrhunderts einsetzenden wirtschaftlichen Aufschwunges und der damit zusammenhängenden städtebaulichen Entwicklung, die durch eine wesentliche Zunahme und Konzentration der Bevölkerung bedingt und beeinflußt wurde. Bei weitläufiger offener Bebauung, wie in der Regel auf dem Lande, verursacht die Ableitung und Unterbringung der Abwässer auch jetzt noch geringe Schwierigkeiten; die Brauchwässer fließen, soweit sie nicht auf dem Grundstück versickern, offen ab, die Fäkalien werden in einfachen Gruben oder sonstigen primitiven Abortanlagen abgesetzt und landwirtschaftlich genutzt. Diese ursprüngliche Art der Behandlung kennzeichnete sich dadurch, daß die Schmutzstoffe zum größten Teil auf den Grundstücken für einen längeren oder kürzeren Zeitraum aufgespeichert wurden und bald früher, bald später mit Nutzen im Eigenbetriebe beseitigt wurden.

In den Städten verlangte die Erstellung mehrgeschossiger Wohngebäude zunächst die Einrichtung zur Abführung der Brauchwässer aus den einzelnen Stockwerken, die übrigen Verhältnisse blieben aber im großen und ganzen bestehen.

Erst mit der Einführung von Wasserleitungen änderten sich auch diese. Die Menge der in die Straßenrinnen gelangenden Schmutzwässer nahm erheblich zu, ihre Beschaffenheit wurde bedenklicher, indem auch die Abortgruben bei Einführung von Spülklosetts sich schneller füllten und zur Vermeidung der häufigen Entleerung die Überläufe nach den Ableitungen in den Straßen entstanden. Geruchsbelästigungen von den meist offenen Straßenableitungsgräben, Vereisung im Winter, vielfach auch Platzmangel in den Straßen zwangen zur Überdeckung. So entstanden geschlossene Gerinne oder Kanäle, die auf dem kürzesten Wege von den einzelnen Wohngebieten zur Vorflut führten. Es muß an dieser Stelle erwähnt werden, daß schon im Altertum, da hier z. B. die Verhältnisse hinsichtlich des Wasserverbrauches ähnliche waren wie heutzutage, naturgemäß auch schon geschlossene, unterirdische Kanäle bestanden [1], und daß bereits im Mittelalter die deutsche Stadt Bunzlau [2] in Schlesien ein vollständiges unterirdisches Kanalsystem und Rieselfelder für die Beseitigung ihrer Kanalwässer besessen hat.



Durch die rasche Ableitung sowie durch die örtlich konzentrierte Einleitung größerer Abwässermengen entstanden zunächst partielle Verschmutzungs- und Verschlammungsstellen in der Vorflut, entsprechend den verschiedenen Einläufen und der längs des Flusses sich erstreckenden Bebauung. Indem man anfangs in derartigen örtlichen Verschmutzungsherden nichts Bedenkliches erblickte, steigerte sich die Flußverunreinigung allmählich mit dem allgemeinen wirtschaftlichen, insbesondere industriellen Aufschwung im letzten Viertel des vorigen Jahrhunderts zu einem erheblichen und nicht mehr zu übersehenden Grade.

Das Bestreben, die Verschmutzungsherde in der Vorflut außerhalb des Wohnbereichs zu verlegen, führte zur Anlage von Abfangkanälen für die einzelnen Stichkanäle mit Verlegung des Einlaufes in den Vorfluter unterhalb der Städte. Diese Maßnahme und die sich ergebende Notwendigkeit, die miteinander in Verbindung gebrachten einzelnen Kanäle in bezug auf Anlage und Leistungsfähigkeit in ein entsprechendes gegenseitiges Verhältnis zu bringen, führten zuerst in England zur Anlage systematischer zentraler Entwässerungsanlagen oder Kanalisationen. Hand in Hand mit dem Ausbau des Kanalsystems gingen Verbesserungen konstruktiver Einzelheiten. Um die Ablagerungen in den althergebrachten Profilen mit flachen, geraden Sohlen zu verhindern, bauten die Ingenieure Roe und Rawlinson die Kanäle für geringe Wasserführung aus engen kreisrunden Röhren und ersetzten die flache Sohle größerer Kanäle durch abgerundete Rinnen [2].

In Deutschland war, abgesehen von der erwähnten Stadt Bunzlau, Hamburg die erste Stadt [2], welche im Jahre 1853 ein von dem englischen Ingenieur W. Lindley bearbeitetes systematisches Kanalnetz in Angriff genommen hatte. Dem Beispiel folgten später Frankfurt a./M., Stettin und Danzig. 1873 wurde die von Hobrecht projektierte Entwässerung von Berlin nach ausführlichen, in hygienischer Hinsicht insbesondere durch Virchow [3] geförderten Vorarbeiten in Angriff genommen. 1877 erfolgte bereits die Inbetriebnahme der ersten Berliner Rieselfelder. Eine rasche Entwicklung nahm die Entstehung systematischer Kanalisationen erst von den 80er Jahren an [4].

Eine Umgestaltung der Hausentwässerung und eine weitere Beschleunigung der Anlage von Vollkanalisationen hatte die Einbürgerung der Spülklosetts zur Folge, die in Deutschland insbesondere gegen Ende des 19. Jahrhunderts nach dem Vorgange von England mehr und mehr stattfand*). Mit der Ableitung der Spülfäkalien in die Abortgruben fanden die wasserverdünnten Grubenfäkalien keine Abnehmer mehr. Es wurden deshalb zumeist im Widerspruch zu bestehenden Polizeiverordnungen Überläufe nach den für die Straßen- und Hausentwässerung bestehenden Kanälen geschaffen und die Vorfluter durch Zuführung weiterer Schmutzmengen entsprechend bedenklicher verunreinigt**). Die fortschreitende Flußverunreinigung einerseits und das steigende Bedürfnis der Industrie und Landwirtschaft nach reinem Wasser andererseits nötigten bald dazu, auch in den maßgebenden Kreisen Deutschlands sich mit den Fragen einer geregelten Abwässerbeseitigung und der damit zusammenhängenden, der Flußreinhaltung, zu befassen, und gaben den Anstoß zu umfassenden behördlichen Maß-

*) Das Spülklosett soll bereits um das Jahr 1750 in Frankreich, später im Jahre 1775 auch in England patentiert worden sein.

**) Siehe S. 178 (dieses Bandes).

nahmen*). Die Entwicklung fand unter Anpassung an die jeweils hervortretenden Bedürfnisse und an die in den Einzelstaaten Deutschlands bestehenden besonderen Verhältnisse statt. Daß Preußen hierbei eine führende Rolle zufiel, ergab sich als natürliche Folge seiner Eigenschaft als größter Bundesstaat und seiner geographischen Lage. In seinen ausgedehnten Gebieten machten sich die Mißstände nicht nur am häufigsten, sondern auch am intensivsten geltend, indem die sein Gebiet durchfließenden Hauptströme schon an ihrem Oberlauf vor Eintritt in das preußische Gebiet vielfach erheblichen Verschmutzungen ausgesetzt waren. Eine einheitliche Regelung fehlt und hat in Deutschland bisher noch nicht stattgefunden, indem auch das Einführungsgesetz zum Bürgerlichen Gesetzbuch vom 18. August 1896 in Art. 65 bestimmt: Unberührt bleiben die landesgesetzlichen Vorschriften, welche dem Wasserrecht angehören.

Solange ein diese Materie allgemein regelndes Reichs-Wassergesetz fehlt, ist es der einzelnen Landesregierung überlassen, je nach den vom gesundheitlichen Standpunkte gebotenen Rücksichten die Genehmigung zu einer beabsichtigten Abwässereinleitung in ein öffentliches Gewässer zu untersagen oder nur unter entsprechenden Bedingungen zu erteilen, vorausgesetzt, daß nur die Interessen dieses einen Bundesstaates berührt werden. Insoweit dagegen das Gebiet mehrerer Bundesstaaten von einschlägigen Projekten betroffen wird, haben die verbündeten Regierungen am 25. April 1901 folgende Vereinbarungen getroffen:

I. „Dem Reichs-Gesundheitsrate werden mit Bezug auf die aus gesundheits- oder veterinärpolizeilichen Rücksichten gebotene Reinhaltung der das Gebiet mehrerer Bundesstaaten berührenden Gewässer nachbezeichnete Obliegenheiten übertragen:

a) Der Reichs-Gesundheitsrat hat bei wichtigeren Anlässen auf Antrag eines der beteiligten Bundesstaaten in Fragen, welche sich auf die vorbezeichnete Angelegenheit und auf die dabei in Betracht kommenden Anlagen und Einrichtungen (Zuführung von Kanal- und Fabrikwässern, sonstigen Schmutzwässern, Grubenwässern, Änderungen der Wasserführung und dergl.) beziehen, eine vermittelnde Tätigkeit auszuüben sowie gutachtliche Vorschläge zur Verbesserung der bestehenden Verhältnisse und zur Verhütung drohender Mißstände zu machen;

b) der Reichs-Gesundheitsrat hat auf Grund vorgängiger Vereinbarung unter den beteiligten Bundesregierungen über Streitigkeiten, welche auf dem vorbezeichneten Gebiet entstehen, einen Schiedsspruch abzugeben;

c) der Reichs-Gesundheitsrat ist in wichtigeren Fällen befugt, auf dem in Rede stehenden Gebiete durch Vermittlung des Reichskanzlers (Reichsamt des Innern) Anregungen zur Verhütung drohender Mißstände oder zur Verbesserung vorhandener Zustände zu geben;

II. die verbündeten Regierungen zu ersuchen,

wichtige Fragen der unter Nr. I bezeichneten Art, insbesondere über die Zuleitung von Fäkalien, häuslichen Abwässern oder Abwässern gewerblicher Anlagen, falls nach der Auffassung eines anderen Bundesstaats innerhalb dessen Staatsgebiets die Reinhaltung eines Gewässers gefährdet wird und eine Einigung in der Sache sich nicht erzielen läßt, nicht endgültig zu erledigen, bevor der Reichs-Gesundheitsrat gutachtlich gehört worden ist."

Die gesetzliche Unterlage für den Reichs-Gesundheitsrat, dem durch jene Beschlüsse eine vermittelnde, schiedsrichterliche und initiative Tätigkeit zugewiesen wird, bildet der § 43 des Gesetzes vom 30. VI. 1900, betr. die Bekämpfung der gemeingefährlichen Krankheiten, welcher bestimmt:

„In Verbindung mit dem Kaiserlichen Gesundheitsamte wird ein Reichs-Gesundheitsrat gebildet. Die Geschäftsordnung wird vom Reichskanzler mit Zustimmung des Bundesrats festgestellt. Die Mitglieder werden vom Bundesrat gewählt."

*) Dütschke, Zusammenstellung der in den deutschen Bundesstaaten bestehenden wichtigeren gesetzlichen Vorschriften über die Reinhaltung der Gewässer (vgl. u. a. Salomon, Die städtische Abwässerbeseitigung in Deutschland. I, 521).



„Der Reichs-Gesundheitsrat hat das Gesundheitsamt bei der Erfüllung der diesem Amte zugewiesenen Aufgaben zu unterstützen. Er ist befugt, den Landesbehörden auf Ansuchen Rat zu erteilen. Er kann sich, um Auskunft zu erhalten, mit den ihm zu diesem Zweck zu bezeichnenden Landesbehörden unmittelbar in Verbindung setzen, sowie Vertreter absenden, welche unter Mitwirkung der zuständigen Landesbehörden Aufklärungen an Ort und Stelle einziehen.“

Der Reichs-Gesundheitsrat besteht aus etwa 100 Mitgliedern, die auf den verschiedenen Gebieten der Verwaltung, der medizinischen und technischen Wissenschaften tätig sind. Für bestimmte Wissensgebiete sind Ausschüsse ernannt. So besteht u. a. auch für das Gebiet der Abwasserreinigung und Flußreinhaltung ein besonderer Ausschuß, dem alle hier einschlagenden Angelegenheiten — Wasserversorgung und Beseitigung der Abfallstoffe, einschließlich der Reinhaltung von Gewässern —, welche seitens der einzelnen Bundesstaaten an das Reich gelangen, zur Bearbeitung überwiesen werden. Die Befugnis des Reichs, sich mit diesen Angelegenheiten zu beschäftigen, gründet sich auf den Art. 4 Ziff. 15 der Reichsverfassung vom 16. April 1871, der bestimmt: Der Beaufsichtigung seitens des Reichs und der Gesetzgebung desselben unterliegen Maßregeln der Medizinalpolizei.

Zum allgemeinen Verständnis sei hier noch bemerkt, daß das Reich auf dem Gebiete des öffentlichen Gesundheitswesens nur über zentrale Behörden verfügt. An ihrer Spitze steht der Reichskanzler, unter dem das Reichsamt des Innern mit dem dieses Amt wahrnehmenden Staatssekretär die Angelegenheiten der Gesundheitspolizei bearbeitet. Ihm steht als technisch beratende Behörde das Kaiserliche Gesundheitsamt zur Seite. Es besteht seit April 1876 und setzt sich zusammen aus einem juristisch vorgebildeten Präsidenten, drei Direktoren und zahlreichen ordentlichen Mitgliedern. An Stelle der früheren, jetzt in Wegfall gekommenen außerordentlichen Mitglieder ist der vorerwähnte Reichsgesundheitsrat mit dem Kaiserlichen Gesundheitsamt zur wirksamen Wahrnehmung der ihm auf praktisch-hygienischem Gebiete obliegenden Aufgaben getreten.

Da das Reich eigene Ausführungsorgane nicht besitzt, ist es Sache der Bundesstaaten, mit ihren behördlichen Organen die vom Reich erlassenen Gesetze durchzuführen bzw. die durch Bundesratsbeschluß gekennzeichneten Richtlinien bei der landesrechtlichen Ausführung einer von den zentralen Reichsbehörden bearbeiteten Sache zu beachten, wobei der allgemeine Grundsatz gilt: Reichsrecht geht vor Landesrecht.

Eine für das Abwassergebiet besonders wichtige Vorschrift hat das Reich in dem § 35 des Reichsgesetzes, betreffend die Bekämpfung gemeingefährlicher Krankheiten vom 30. VI. 1900 gegeben, in dem u. a. bestimmt ist: „die dem allgemeinen Gebrauche dienenden Einrichtungen für Fortschaffung der Abfallstoffe sind fortlaufend durch staatliche Beamte zu überwachen. Die Gemeinden sind verpflichtet, für die Beseitigung der gesundheitsgefährlichen Mißstände Sorge zu tragen.“

In Preußen ist man seit Jahren bestrebt, im Rahmen eines Wassergesetzes auch die Angelegenheit der Flußreinhaltung und die damit zusammenhängenden mannigfachen Fragen der Fernhaltung der Schmutzwässer grundsätzlich zu regeln, und ein neuer Wassergesetz-Entwurf, der 1907 veröffentlicht wurde, befindet sich zurzeit noch in Bearbeitung und harrt der Verabschiedung durch die gesetzgebenden Körperschaften. Die Schwierigkeit für ein gesetzgeberisches Vorgehen ergibt sich aus der großen Verschieden-

artigkeit der örtlichen und wirtschaftlichen Verhältnisse innerhalb der Monarchie und selbst innerhalb einzelner Provinzen. Einstweilen dient der Erlaß vom 20. II. 1901: Allgemeine Verfügung, betr. Fürsorge für die Reinhaltung der Gewässer*), als Anhalt, nach welchem die Behörden auf Grund bestehender Einzelgesetze mangels eines alle Interessen deckenden Gesetzes der Flußverunreinigung entgegenwirken. Als Ziel der Maßnahmen stellt der Erlaß hin:

1. Die Vermeidung der Verbreitung ansteckender Krankheiten oder sonstiger gesundheitsschädlicher Folgen;
2. die Reinhaltung des für Trink- und Brauchzwecke nötigen Wassers;
3. Schutz gegen erhebliche Belästigungen des Publikums;
4. Schutz des Fischbestandes.

Als Anlage I sind dem Erlasse auszüglich die für die Flußreinhaltung verwertbaren bestehenden Gesetze und als Anlage II bestimmte wissenschaftliche Grundsätze für die Einleitung von Abwässern in Vorfluter beigegeben. Der Erlaß ordnet regelmäßige Besichtigungen der Flußläufe an und spricht zugleich aus, daß landwirtschaftliche und industrielle Interessen als gleichwertig behandelt werden sollen. In Ergänzung der Angaben der Anlage I ist anzuführen, daß die Dienstanweisung für die Kreisärzte vom 1. September 1909 (§§ 75/76) die Mitwirkung des staatlichen Gesundheitsbeamten, des Kreisarztes, bei der Beseitigung der Abfallstoffe und der Reinhaltung der Wasserläufe bestimmt.

In den vorerwähnten Grundsätzen sind die Ergebnisse der seit dem Beginn des Jahres 1895 in Preußen eingeleiteten planmäßigen wissenschaftlichen und praktischen Forschung niedergelegt, welche teils direkt staatlicherseits, teils indirekt auf staatliche Einwirkung von Kommunen und Industrien auf dem Gebiete der Abwässerreinigung ausgeführt wurde. Hand in Hand ging hiermit eine Änderung der behördlichen Stellungnahme zu der Frage der Abwässerreinigung, indem in Anpassung an die örtlichen Verhältnisse im Einzelfall die Forderung an den Reinheitsgrad der in Flüsse oder Gewässer abzulassenden Kanal- oder sonstigen Schmutzwässer nach dem jeweiligen Standpunkt der Wissenschaft und Technik präzisiert wurde, während vordem ein bestimmter Reinheitsgrad als allgemeine Norm gefordert und den Kommunen überlassen wurde, auf welche Weise sie diesen herstellen wollten. Hierbei wurde ein weitgehender Schutz der Flüsse namentlich gegen die Einleitung von Fäkalstoffen aus gesundheitlichen Erwägungen erstrebt, wie sich dies aus der Stellung ergab, die die Königl. wissenschaftl. Deputation für das Medizinalwesen anläßlich der Begutachtung der Kanalisation von Köln**) im Jahre 1877 eingenommen hatte. In jenem Gutachten wurde ausgeführt: „Es ist die Aufgabe der öffentlichen Gesundheitspflege die Fäkalienstoffe zweckmäßig wegzuräumen, aber von den Wasserläufen fernzuhalten, damit unter allen Umständen dem Flußwasser seine große Bedeutung gewahrt bleibe und dessen Brauchbarkeit für die Wasserversorgung der Städte und Ortschaften in keiner Weise geschmälert werde."

Die Forderung der Aufsichtsbehörde, die jahrelang für den Reinheitsgrad der geklärten Kanalwässer maßgebend war, lautete dabei: Die Wässer

*) Vergl. Veröffentl. d. K. Gesundheitsamtes 1901, S. 227.
**) Viertelj. f. ger. Med. u. öff. Sanitätsw. Jahrg. 1883. Supplement.

müssen von allen sinnfälligen Verunreinigungen, von Fäkal- oder belästigendem Geruch frei sein, während 10 Tagen, im offenen Zylinder aufbewahrt, nicht faulen und in 1 ccm nicht mehr als 300 entwicklungsfähige Keime haben. In einem späteren Erlasse wurde ausgesprochen, daß ohne Rücksicht auf die Anzahl der Keime die Desinfektion der geklärten Wässer dann als ausreichend anzusehen sei, wenn durch die mikroskopische Musterung der Platten nach einem 48 stündigen Kulturverfahren bei einer Temperatur von 20—23 ^{0} C auf Jodkalikartoffelgelatine nachgewiesen wird, daß die koliartigen Bakterien vernichtet sind*).

Die Folge dieses behördlichen Standpunktes war, daß zahlreiche Unternehmer bestrebt waren, Anlagen zu erfinden, die den geforderten Leistungen an den Reinheitsgrad gerecht werden sollten, und wir verdanken dieser Periode die Verfahren von Rothe-Degener, Müller-Nahnsen u. a. Diese Verfahren arbeiteten vorzugsweise mit einem Zuschlag von Kalk, dessen fällende und zugleich desinfizierende Wirkung neben seiner relativen Billigkeit ihn besonders geeignet erscheinen ließ. Der Kalk enttäuschte, insbesondere auch hinsichtlich der desinfizierenden Wirkung. Die in Standgläsern aufgestellten Proben der behandelten Schmutzwässer entsprachen wohl der Bedingung, in 10 Tagen nicht nachzufaulen, dagegen lehrte die Erfahrung, daß die klar abgelassenen Wässer durch Entbindung von ihrem in Lösung gehaltenen Kalk in den Flüssen der Nachfaulung unterlagen. Daneben stellte sich heraus, daß die Kosten des Kalkes, wie aller mit chemischen Zuschlägen arbeitenden Verfahren bei der Abwässerreinigung größerer Städte sehr erheblich waren, und daß die bei dieser Behandlung anfallenden sehr erheblichen Schlammassen erhöhte Schwierigkeiten schufen.

Gegen die behördlichen Auflagen machte sich daher der Widerstand einiger größerer Kommunen geltend, die behaupteten, eine mechanische Reinigung genüge, um die Abwässer alsdann ohne Bedenken wenigstens den wasserreichen Flüssen zuzuführen. Die Regierung kam diesen Bestrebungen der Städte insofern entgegen, als sie von der Durchführung ihrer Auflage der chemischen Behandlung absah und den betreffenden Kommunen überließ, ihre Auffassung durch den praktischen Versuch zu erweisen. Voraussetzung war dabei, daß die Versuchsanlagen unter einer von der Aufsichtsbehörde gebilligten sachverständigen Kontrolle gestellt waren. Auch gegenüber den Bestrebungen der Firmen, welche sich mit der Abwässerreinigung beschäftigten, bewies die Aufsichtsbehörde sich entgegenkommend, indem sie auch diesen unter der Bedingung einer sachverständigen Leitung und Kontrolle die Möglichkeit zur praktischen Erprobung ihrer Systeme gewährte. So entstand bald eine große Reihe von Versuchsanlagen, bei denen die Gewähr der planmäßigen wissenschaftlichen Forschung der bisher noch wenig bekannten Vorgänge der Abwässerreinigung gegeben war. Daneben war die Zentralbehörde bemüht, mit Aufwendung nicht unerheblicher Mittel an der Lösung der schwierigen Frage der Abwässerreinigung an eigenen Versuchsanlagen und mit den für diesen Zweck eigens herangezogenen Forschern mitzuarbeiten. Zum Verständnis für dieses Vorgehen muß man sich gewärtig halten, daß die Entscheidung über die Einleitung von Kanalisationswässern in Wasserläufe den Provinzialbehörden durch Erlaß**) vom 1. Sep-

*) Viertelj. f. ger. Med. u. öff. Sanitätsw., Jahrg. 1898. Suppl.-Heft XXXV.

**) Pistor, Gesundheitswesen in Preußen II, S. 179/180.

tember 1877 und 8. September 1886 entzogen und die Genehmigung der Ministerialinstanz vorbehalten war, um die behördliche Behandlung nach einheitlichen Grundsätzen sicher zu stellen. Dies wird noch weiter festgelegt in dem Erlaß*) vom 30. III. 1896, in welchem die Berichterstattung nach folgenden Gesichtspunkten vorgeschrieben ist. Es sind im einzelnen Falle Angaben notwendig:

1. Über die bisherigen Entwässerungsverhältnisse, Fäkalienaufbewahrung und -beseitigung;
2. über die Gesundheitsverhältnisse;
3. über die Vorflut bei und unterhalb der Ortschaft bis auf eine Entfernuug von 15 km;
4. über die Wasserversorgung;
5. über die gewerblichen Abwässer;
6. über die finanzielle Lage.

Außerdem war jedesmal die Möglichkeit einer Reinigung der Kanalwässer durch Bodenberieselung eingehend zu erörtern.

Für ihre Entscheidung stand der Ministerialinstanz in hygienischer Hinsicht die fallweise Beratung durch Einzelgutachter oder durch die wissenschaftliche Deputation für das Medizinalwesen zur Verfügung.

Dieses Verfahren erwies sich im Laufe der Zeit in dem Maße als unzureichend, als die Verhältnisse durch die Entstehung vorher unbekannter Industrien, das rasche Wachstum der Städte u. dgl. sich komplizierten und häufig eine schleunige Entschließung erforderten. In der Übernahme der Entscheidung auf die Ministerialinstanz lag deshalb zugleich die Pflicht und die Nötigung, auf die Beseitigung der immer fühlbarer werdenden Unzulänglichkeit unserer Kenntnisse auf dem Abwässergebiet hinzuwirken und eine planmäßige Forschung nach der wissenschaftlichen wie nach der praktischen Seite einzuleiten. Einen besonderen Anstoß erhielten diese Arbeiten durch das Bekanntwerden des Proskowetzschen Verfahrens, das in Österreich (Sokolnitz und Sadowa) für die Reinigung von Zuckerfabrikabwässern angewandt wurde, und des sogen. biologischen Verfahrens, das in England zur Reinigung städtischer und häuslicher Abwässer zuerst in größerem Maßstabe praktisch geübt wurde, wenn auch in Deutschland bereits von Alexander Müller speziell für die Zuckerfabrikwässer der biologische Abbau wissenschaftlich dargetan war (vgl. hierzu S. 237).

Im Verlaufe dieser Bestrebungen der Zentralinstanz, bei welchen das Ministerium der Medizinalangelegenheiten naturgemäß eine führende Rolle spielte, kam es zur Bildung einer Kommission zur Prüfung der Abwässerreinigungsverfahren für Zuckerfabriken, die das Besondere bot, daß ihr außer den amtlichen Vertretern auch Mitglieder des Vereins der Deutschen Zuckerindustrie als Vertreter der Praxis angehörten. Es wurde ferner die Grundlage für die biologische Untersuchung der Gewässer gelegt, indem im Jahre 1897 seitens der beteiligten preußischen Ministerien die Mittel bereit gestellt wurden, um an vier verschiedenen Gewässern in der Nähe von Berlin während der Dauer eines ganzen Jahres systematische Unter-

*) Veröffentl. des K. Gesundheitsamtes 1896, S. 593; Viertelj. f. gerichtl. Med. u. öffentl. San.-W. Suppl. 1898, S. XXXIII.



suchungen in faunistischer und floristischer Beziehung neben der vergleichenden bakteriologischen und chemischen Feststellung durchzuführen*).

Die allerorten eingeleiteten Arbeiten auf dem Gebiete der Abwässerreinigung, welche von sachverständigen Personen nebenamtlich wahrgenommen wurden, drängten naturgemäß zu einer Zusammenfassung, zur Schaffung einer Zentrale, bei der die Erfahrungen gesammelt, kontrolliert und für die Allgemeinheit nutzbar gemacht werden konnten. Dieser Einsicht hat sich die preußische Staatsregierung nicht verschlossen und so trat am 1. April 1901 die Königliche Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zunächst provisorisch und nach Jahresfrist durch Schaffung etatsmäßiger Stellen dauernd in Tätigkeit**). Ihre Aufgaben erstrecken sich auf das gesamte Wassergebiet und auf die Beseitigung der flüssigen und festen Abfallstoffe. Die gutachtliche Tätigkeit wird nach einem von dem Ministerium genehmigten Tarif gegen Gebühr ausgeübt***). Charakteristisch für diese Landesanstalt für Wasser- und Abwasserangelegenheiten ist, daß die Gründung dieser Prüfungs- und Begutachtungsstelle von einer großen Zahl von preußischen Städten und ganz Deutschland umfassenden Industrieverbänden in einer eingehend begründeten Vorstellung an das preußische Staatsministerium nicht bloß gefordert wurde, sondern daß sie auch durch die in einem Verein für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zusammengeschlossenen Städte und Industrieverbände finanziell in ihren Arbeiten erheblich dauernd †) unterstützt wird. In dieser Vereinigung zwischen staatlichem und privatem Wirken, die bereits bei der vorerwähnten Kommission für die Zuckerfabrikabwässerreinigung betätigt war, finden wir einen wesentlichen Grund für die Entwicklung, welche diese Anstalt im Laufe weniger Jahre genommen hat und am besten durch die nachfolgende Übersicht dargelegt wird.

Etatsjahr	Geschäftsnummern	Aufträge	Proben	Einnahmen M	Pf
1901	1636	121	910	16 954	47
1902	3521	280	1124	36 465	70
1903	4121	248	1297	45 104	22
1904	5897	385	1546	55 282	62
1905	7066	367	1482	56 748	52
1906	6722	350	1882	54 883	04
1907	6855	388	2211	70 950	89
1908	7073	397	2071	68 017	97
1909	6683	472	2149	64 874	53
Insgesamt:	49677	3008	14672	469 281	96

Das Personal besteht zurzeit aus dem Leiter, Vorsteher, 2 Abteilungsvorstehern, 8 etatsmäßigen, 16 außeretatsmäßigen wissenschaftlichen Mit-

*) Lindau und Genossen, Hydrobiol. u. hydrochemische Untersuchungen, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. Sanitätsw. 1901, Suppl., S. 61.

**) Geschäftsanweisung u. Gebührenordnung s. M.-Bl. f. Med. u. med. Unterrichtsangel., 1. Jahrg., Nr. 6, S. 237—246.

***) Mitt. aus d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasser u. Abwässerbes. z. Berlin, 1902, Heft 1, S. 24 f.

†) Die für die wissenschaftlich-praktischen Arbeiten auf dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung dergestalt gewährten Vereinsmittel betrugen in den Jahren 1901 bis 1909 insgesamt 192123 M 90 Pf.

gliedern und Hilfsarbeitern, 4 Bureaubeamten sowie dem erforderlichen Unterpersonal, insgesamt aus 37 Personen.

Hiernach kann die Anstalt auf eine stetige erfreuliche Entwicklung zurückblicken und hat auch die Erwartungen auf eine gewisse finanzielle Selbständigkeit erfüllt.

Die planmäßige Forschung und Sammlung alles einschlägigen Materials an dieser amtlichen Stelle hat die Beurteilung auf eine auch für die Aufsichtsbehörden verwertbare sichere Grundlage gestellt. Fern von jeder schematischen Beurteilung wird, wie bereits vorerwähnt, unter Anpassung an die örtlichen Verhältnisse und den jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik die zu fordernde Leistung im Einzelfalle für die Abwässerbeseitigung bzw. Flußreinhaltung festgelegt. Der derzeitige Stand wird durch das Referat von Schmidtmann über die Erfolge der mechanischen, chemischen und biologischen Abwässerklärung*) dargelegt. Im Zweifelsfalle kann durch die gutachtliche Beratung der staatlichen, objektiv urteilenden Anstalt Klarheit erlangt werden. Der auf sichere Grundlage gestellte weitere wissenschaftlich-technische Ausbau und Fortschritt, an denen neben der staatlichen Anstalt auch viele andere deutsche Organisationen, wie u. a. die Emschergenossenschaft, das Hamburger Hygienische Institut usw bedeutenden Anteil haben, haben es neben den bereits gewonnenen Ergebnissen den zuständigen Ministerien gestattet, die Reinhaltung der Gewässer in den in Vorbereitung begriffenen Entwurf eines preußischen Wassergesetzes aufzunehmen und eine allgemeine gesetzliche Regelung der schwierigen Materie vorzunehmen.

Wenn die in dem Entwurf vorgesehenen, schon durch den allgemeinen Erlaß vom 20. II. 1901 eingeführten Schaukommissionen, sowie die Flußkataster gesetzlich eingeführt werden, so wird hiermit ein weiterer wichtiger Fortschritt in Preußen für die Flußreinhaltung gegeben sein.

Von manchen Seiten wird die Entwicklung in Preußen, die nach vorstehender Darlegung eine den bestehenden behördlichen und allgemeinen Verhältnissen angepaßte und selbständige war, in ein gewisses Abhängigkeitsverhältnis zu England gebracht. Dies trifft insbesondere für die im letzten Jahrzehnt geleistete Arbeit der Hauptsache nach nicht zu. Wenn auch unbestritten ist, daß England auf dem Gebiete der Abwässerbeseitigung viele Jahre früher als Deutschland sich geregt hat und bis in die letzten Jahre auch für manche Reinigungsverfahren, wie z. B. das biologische Reinigungsverfahren und das Verfahren von Travis, tonangebend gewesen ist, so ist doch die behördliche Behandlung der Sachen eine grundverschiedene, wie sich dies aus einer kurzen Betrachtung der Verhältnisse in England ergibt.

Das erste für die Förderung öffentlicher Gesundheitspflege erlassene Gesetz**) von 1848, durch welches ein Gesundheitsamt, General Board of Health, geschaffen wurde, hatte die Einführung von Kanalisationen in den Städten und volkreichen Gemeinden zur Folge, um die durch die Schmutzwassermengen erzeugten Übelstände zu beseitigen. Die durch die Zuführung der ungereinigten Kanalwässer erzeugten Mißstände in den Flüssen zeitigte in den Jahren 1858 und 1861 das gesetzliche Verbot, ungereinigte menschliche

*) Viertelj. f. ger. Med. u. öff. Sanitätsw. 1908, S. 336.

**) Vgl. Mitt. aus d. Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung zu Berlin, Heft 11.



Auswurfstoffe und andere faulende Stoffe führendes Abwasser ohne vorherige Zustimmung der Flußinteressenten einzulassen.

Die Tätigkeit einer Königl. Abwässerkommission und ihre Berichte, nach denen zur Verhütung der Flußverunreinigung als das beste Mittel die Aufbringung der Abwässer auf Land anzusehen war, gaben die Unterlagen für das Abwässerverwertungsgesetz von 1865 und 1867, sowie für die Gesundheitsgesetze von 1866/69 und 1870, durch welche u. a. den obersten Behörden die Macht zugesprochen wurde, gegen Lokalbehörden vorzugehen, die sich in Abwässerangelegenheiten säumig erwiesen. Die Berichte einer 2. Königl. Kommission gaben den gesetzgebenden Stellen Anlaß zur allgemeinen, auch für die Abwässerangelegenheiten und die Wasserversorgung wichtigen Regelung des Sanitätswesens durch Schaffung des Local Government Board (1871) und der Gesundheitsgesetze von 1872 und 1875, die Gesundheitsbezirke mit Lokal-Gesundheitsbehörden und den Gesundheitsbeamten (Medical Officers) einführten. Ein die Flußverunreinigung speziell behandelndes Gesetz kam im Jahre 1876 zustande und wurde 1893 inhaltlich ergänzt. Die Bestimmungen des ersterlassenen Gesetzes standen auf dem Papier bis zum Erlaß der Local Government Board Act im Jahre 1888. Hierdurch wurden örtliche Verbände geschaffen, denen neben den lokalen Behörden die Aufsicht über Entwässerung, die Reinhaltung der Flüsse und die bis dahin unzulängliche Durchführung des Gesetzes zur Verhütung der Flußverunreinigung übertragen wurde. Zugleich ließ man die Vereinigung benachbarter Grafschaften (County Councils) zur freiwilligen Bildung von Flußaufsichtsgenossenschaften für große Flußgebiete zu.

Bisher sind im Laufe von etwa 10 Jahren nach Erlaß jenes Gesetzes drei Flußaufsichtskommissionen ins Leben getreten, das Mersey and Irwell Joint Committee, das Ribble Joint Committee und das West Riding of Yorkshire Rivers Board. Charakteristisch ist, daß die zeitlich auseinanderliegenden Gründungen zwar im großen und ganzen nach grundlegenden gemeinsamen Gesichtspunkten arbeiten, aber doch mancherlei Verschiedenheiten in den für sie erlassenen Sondergesetzen aufweisen. Die Erfolge, die diese Flußkommissionen sowohl durch die Kontrolle wie durch die sachverständige Beratung der Behörden und der meist industriellen Schmutzwässerproduzenten der betreffenden Bezirke bisher aufzuweisen haben, rechtfertigen das Verlangen nach ihrer Einführung für jedes größere Flußgebiet. Diese Entwicklung wird besonders auch in den Berichten der Sonderkommission für die Prüfung von Abwässerreinigungsverfahren (The Royal Commission on Sewage Disposal) betont, die seit dem Jahre 1898 in Tätigkeit ist und in ihren bisher erschienenen 5 Berichten wertvolles Material insbesondere über das biologische Abwässerreinigungsverfahren, sowie für die Beurteilung von allerart Abwasser geliefert hat. Unser besonderes Interesse erregt die Empfehlung der Schaffung einer Zentralbehörde in den 1903 und 1908 veröffentlichten Berichten. Ihr ist einerseits eine schiedsrichterliche Tätigkeit, andererseits eine technisch-wissenschaftliche zugedacht. Die erste Aufgabe erinnert an die in Deutschland dem Reichsgesundheitsrat zugewiesene Tätigkeit nach Maßgabe der vorerwähnten Bundesratsbeschlüsse; die zweite Forderung nach einer Zentrale für alle Fragen der Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung wünscht das, was wir in Preußen seit 1901 in der vorbeschriebenen staatlichen Landesanstalt bereits besitzen.

Aus der vorstehenden gedrängten Darstellung ist ersichtlich, daß England seit dem Jahre 1848 eine Fülle von gesetzgeberischen Aktionen zu verzeichnen hat, die in dem einen Gesetz mehr, in dem anderen weniger die Verbesserung der Abwässerbeseitigung und Reinhaltung der Flüsse zum Ziel hatten. Die Zahl dieser gesetzlichen Maßnahmen beweist an sich, daß keines den bisher angestrebten Zweck voll erfüllt hat, und daß das Bedürfnis zu einer weiteren gesetzlichen Regelung, die die Einheitlichkeit der Maßnahmen in der vorgeschlagenen Zentralbehörde verbürgt, noch fortbesteht.

Im Gegensatz hierzu hat in Preußen eine gesetzgeberische Aktion für den speziellen Zweck einer allgemeinen Verhütung der Flußverunreinigung gefehlt; man hat sich unter Heranziehung bezüglicher Bestimmungen in bestehenden Gesetzen, wie im Landrecht, in Sondergesetzen, in dem Fischereigesetz, in Verbindung mit Verwaltungsmaßnahmen begnügt, die drohende Flußverunreinigung zu verhüten, und seit 1894 planmäßig gestrebt, zunächst die wissenschaftlich-technischen Grundlagen für eine wirksame Gesetzgebung in dem jetzt vorbereiteten Wassergesetz zu schaffen.

In einem Einzelfalle, nämlich für das Emschergebiet, wo die Mißstände ein schleuniges Eingreifen erforderten, ist jedoch durch ein Spezialgesetz die Grundlage für die erfolgreiche Bekämpfung in großem Stile geschaffen und zwar in einer Form, die dem derzeitigen Stande von Wissenschaft und Technik nicht bloß Rechnung trug, sondern auch ihre selbständige Fortentwicklung bei der Ausführung sicherte.

Bezüglich der übrigen deutschen Bundesstaaten sind folgende Bestimmungen erwähnenswert:

Bayern hat am 13. März 1905 angeordnet, daß vor Erteilung der Genehmigung der Einleitung von Abwässern in öffentliche Flüsse eine gutachtliche Äußerung des Königlich Bayerischen Hydrotechnischen Bureaus einzuholen ist.

Sachsen richtete unter dem 18. Februar 1904 jährliche Flußschauen unter Teilnahme der Bezirksärzte und Gewerbebeamten ein.

Württemberg fordert in seinem Wassergesetz vom 1. Dezember 1900 nebst Vollzugsverfügung vom 16. November 1901 in Art. 23 die polizeiliche Erlaubnis für die Einleitung übelriechender, ekelhafter oder schädlicher Flüssigkeiten und bestimmt durch § 60 der Vollzugsverfügung, daß die Kreisregierung vor Erteilung der Erlaubnis die beteiligten Fachbehörden, insbesondere das Medizinal-Kollegium, hören soll. Art. 106 ordnet regelmäßig wiederkehrende technische Besichtigungen der öffentlichen Gewässer und sämtlicher in und an denselben befindlichen Wasserbenutzungsanlagen an.

Baden hat bereits im Jahre 1874 durch ministerielle Verordnung vom 27. Juni eine weitgehende Sicherung der öffentlichen Gesundheit und Reinlichkeit angestrebt, indem die Ableitung übelriechender, ekelhafter, der Gesundheit durch ihre Ausdünstungen schädlicher Flüssigkeiten in die Straßenrinnen verboten und die unterirdische Abführung in gut eingerichteten Kanälen gefordert wurde. In seinem Wassergesetz vom 26. Juni 1899 werden u. a. in § 101 regelmäßige Wasserschauen durch die technischen Behörden angeordnet.

Hessen schreibt in dem Gesetz vom 30. September 1899 Art. 14 die besondere Genehmigung des Kreisausschusses vor für den, der einen Bach zu Zwecken benutzen will, welche die Eigenschaften des Wassers durch

11*

Einleitung fremder Stoffe ändern. In der Verordnung vom 23. Juni 1891 ist außerdem durch § 15 bestimmt: Die Einleitung flüssiger Abgangsstoffe in das Flußbett bedarf in jedem Falle der ausdrücklichen Genehmigung der Flußbaubehörden.

Ähnliche Bestimmungen wie die vorstehenden sind in den übrigen Bundesgebieten getroffen. Bezüglich der verschiedenen in Deutschland erlassenen Wassergesetze vgl. [9].

Literatur zu I:

1) Merckel, Die Ingenieurtechnik im Altertum. Berlin 1899.
2) Frühling, Handbuch der Ingenieur-Wissenschaften, III. Teil, 1903, Bd. IV.
3) Virchow, Reinigung und Entwässerung Berlins. Berlin 1873.
4) Salomon, Beseitigung der Abwässer und Abfallstoffe, Reinhaltung der Wasserläufe. Festschr. zur Feier des 25jährigen Bestehens des Preußischen Medizinalbeamtenvereins. Berlin 1908.
5) Schiele, Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung u. Abwässerbeseitigung, Heft 11, 1909.
6) Schmidtmann, Referat, XIV. internationaler Kongreß für Hygiene und Demographie, Berlin, Sept. 1907.
7) Pettenkofer, Die Verunreinigung der Isar durch das Schwemmsystem von München. München 1890.
8) Holtz, Die Fürsorge für die Reinhaltung der Gewässer auf Grund der allgemeinen Verfügung vom 20. Februar 1901. Berlin 1902.
9) Das badische Wassergesetz vom 26. Juni 1899, herausgeg. von Wiener, Verlag G. Braun, Karlsruhe, 1900. — Das württembergische Wassergesetz v. 1. Dez. 1900; vgl. Bierer, Verlag J. Ebner, Ulm, 1902. — Das bayerische Wassergesetz vom 23. März 1907; vgl. Kiermayr. Verl. Straubing, Cl. Attenkofersche Buchh. — Das sächsische Wassergesetz vom 12. März 1909; vgl. Ferchland, Verlag C. Heinrich, Dresden-N.

II. Untersuchungen über die Beschaffenheit des Rohabwassers und des gereinigten Abwassers.

Allgemeines über die Zusammensetzung der Schmutzwässer.

Der Trockenwetterabfluß städtischer Abwässer setzt sich zusammen aus den Brauchwässern (Küchen-, Scheuer-, Wasch- und Badewässern) und den Fäkalien mit Klosettpapier, aus den Abwässern vorhandener industrieller Betriebe sowie aus Grundwässern, welche bisweilen in nicht unerheblicher Menge den Kanälen zufließen. Bei der gemeinschaftlichen Abführung von Schmutz- und Regenwässern werden durch letztere weitere Schmutzstoffe zugeführt und wird die Gesamtschmutzwassermenge bei Regen je nach Verdünnungsverhältnis für die Entlastung durch Notauslässe auf ein bestimmtes Vielfaches des Trockenwetterabflusses gesteigert.

Entsprechend der Natur der erwähnten Schmutzstoffquellen enthalten die Abwässer mit oder ohne Regenwässer ungelöste (suspendierte), sogen. halbgelöste oder pseudogelöste, sowie gelöste organische und anorganische Stoffe. In der Abwasserpraxis bezeichnet man die durch Filtrierpapier abscheidbaren Stoffe als „ungelöste" Stoffe, die im Filtrat sich findenden Verbindungen als „gelöste" Stoffe. Für praktische Zwecke genügt im allgemeinen diese Unterscheidung, doch ist dabei zu bedenken, daß z. B. auch in dem Filtrate oft ungelöste Stoffe in feinster Verteilung sich vorfinden können, und daß die pseudogelösten Stoffe eine besondere Berücksichtigung bei dieser Art des Vorgehens nicht erfahren haben.



Gesamtschmutzwassermenge.

Die Gesamtschmutzwassermenge pro Kopf und Tag richtet sich hauptsächlich nach dem Wasserverbrauch und dieser nach den Lebensgewohnheiten, dem Wohlstand der betreffenden Bevölkerung sowie nach dem Wasserpreis. Der Wasserverbrauch kann in ländlichen Bezirken bzw. kleinen Städten auf 20 bis 30 Liter pro Kopf und Tag herabgehen. Bei allgemeiner Einführung von Spülklosetts wächst der Wasserbedarf jedoch erheblich. Gewöhnlich wird für das Spülklosett eine gewisse Spülmenge, vielfach mindestens 6—8 Liter pro Spülung vorgesehen. Danach können für Klosettspülungen allein 15—20 Liter und mehr pro Kopf und Tag anfallen. Bei allgemeiner Einführung von Spülklosetts dürfte der Gesamtwasserverbrauch und dadurch die Gesamtschmutzwassermenge kaum weniger als 50 Liter pro Kopf und Tag betragen. Durchschnittlich werden für mittlere und größere Städte 80—100 Liter anzunehmen sein. Verschiedentlich ist diese Menge im Einzelfalle oft erheblich höher, so z. B. in vielen Irrenanstalten (hier sind 200 Liter pro Kopf und Tag nichts Ungewöhnliches), am höchsten gewöhnlich bei Badeorten, sowie in Städten, in welchen Sommers Wasser von höherer Temperatur (filtriertes Fluß- oder Seewasser) zur Versorgung gelangt (z. B. in Amerika 400—500 und mehr Liter pro Kopf und Tag). Zu dem Verbrauch aus der zentralen Wasserleitung kommt an Orten, in denen neben der Wasserleitung noch Brunnen im Gebrauch sind, z. B. für gewerbliche Betriebe, der Wasserbezug aus Privatbrunnen hinzu, der sich gewöhnlich der Feststellung entzieht. Die Schmutzwassermenge wechselt sowohl in den verschiedenen Jahreszeiten und an den einzelnen Wochentagen, als auch innerhalb der verschiedenen Tagesstunden. Im allgemeinen hat sich gezeigt, daß bei städtischer Bebauung der Maximalstundenabfluß 10 Proz. der Tagesmenge erreicht.

Bei der Wichtigkeit, welche die Kenntnis der Schmutzwassermengen für die Reinigungsanlagen hat, ist es unbedingt erforderlich, daß jene am Endpunkt des Hauptsammlers oder in der Reinigungsanlage fortlaufend täglich, am besten durch selbstregistrierende Meßvorrichtungen gemessen werden. Nur auf diese Weise läßt sich z. B. auch der Einfluß des Grundwassers sowie der Wasserverbrauch aus den Privatbrunnen usw. ermitteln und die Leistung der Reinigungsanlage völlig überschauen.

Die Beschaffenheit und Menge der Schmutzstoffe im einzelnen

a) Bei Trockenwetterabfluß. In den Schmutzstoffen der Brauchwässer finden sich die Abfälle aus der Küche (Speisereste, Obstreste, Kaffeegrund, Fette), ferner Seifen, Staub, Ruß, Asche, Haare, Gewebefasern usw., herrührend aus den Scheuer- und Waschwässern; durch die Maße der Sieböffnungen an den Ausgußstellen der Brauchwässer (s. S. 181) sind die suspendierten Stoffe dieser Brauchwässer gewöhnlich kleiner als 1 cm (ausgenommen Streichhölzer, Haare usw.). Größere bis ganz große Schmutzstoffe finden durch die Spülklosetts (infolge Mißbrauchs derselben durch Einwerfen von allerlei verbotenen Gegenständen) ihren Eingang in die Kanalisation. Auch bei Neuanlage von Hausanschlüssen sowie bei dem Kanalbetrieb gelangen vielfach größere Sperrstoffe, Bauschutt u. dgl., in die Kanäle. Einzelheiten über die Zusammensetzung all dieser verschiedenen Brauchwasserarten sind nur wenig bekannt und haben verhältnismäßig auch nur untergeordneten

Wert. Wichtig ist dagegen die Kenntnis der Gesamtschmutzstoffmenge im eigentlichen Brauchwasser, die z. B. von Baumeister [1] im Durchschnitt zu rund 100 g pro Kopf und Tag auf Grund von Berechnungen aus den Abwässern verschiedenster deutscher Städte und ihres Gehalts an fäulnisfähigen organischen Stoffen angegeben wird. Über die Zusammensetzung der Abwässer verschiedener deutscher Städte siehe z. B. König [2].

Fettmengen.

Von Wichtigkeit ist im einzelnen die Menge des Fettes im Schmutzwasser. Dieselbe ist im allgemeinen bei ärmerer Bevölkerung geringer als bei wohlhabenderer. In Abwässern aus Strafanstalten ist sie am geringsten.

Der Fettgehalt der Berliner Abwässer z. B. beträgt nach Schreiber [3] 13,8 Proz. des Trockenrückstandes oder im Mittel 0,0178 g für 100 ccm; das sind rund 170 g Fett pro 1 cbm Abwasser.

Einen wesentlichen Einfluß auf die Beschaffenheit der Abwässer übt die Zumischung von Fäkalien aus.

Menge und Zusammensetzung der Fäkalien.

Nach Rubner [4] beträgt die Harn- bzw. Kotmenge pro Kopf und Tag im Mittel:

	23,7 g	trockener Kot, hiervon zersetzlich organisch	21,8 g
	56,6 g	„ Harn. „ „ „	17,1 g
zusammen:	80,3 g		38,9 g

Nach den genannten Feststellungen sind ungefähr 20 Proz. der Kotmenge wasserlöslich.

Durch die Fäkalienzumischung wird also hiernach die Gesamtschmutzmenge (Trockensubstanz) um 80 Proz. erhöht. Die irrige Annahme, daß die Zuleitung von Fäkalien die Abwasserbeschaffenheit nur unwesentlich verändere, hat verschiedene Ursachen; häufig wird nur der relativ geringe Stickstoffzuwachs in Betracht gezogen, vor allem fehlt es aber zur Beurteilung des Schmutzgehaltes von Abwässern noch an ausreichenden Unterlagen. Letztere verlangen außer einer fortlaufenden genauen Abwassermessung die fortlaufende Entnahme einwandfreier Tagesdurchschnittsproben (s. unten) über einen längeren Zeitraum. Auch dann noch ist die Ermittelung des Schmutzgehalts der rein häuslichen Abwässer dadurch erschwert, daß den häuslichen Schmutzmengen meist solche anderweitigen Ursprungs beigemischt sind (von industriellen Abwässern, Tagwässern usw.).

Gesamtunratmenge für häusliche Abwässer mit oder ohne Fäkalien.

Sieht man, um einen ungefähren Anhaltspunkt zu gewinnen, von diesen Mängeln der seitherigen Feststellungen ab, so würde nach den obigen Werten die Gesamtunratmenge häuslicher Abwässer im Durchschnitt also pro Kopf und Tag rund 180 g einschließlich Fäkalien und rund 100 g ohne die letzteren betragen. Nach Dunbar zeigt dieselbe relativ wenig Verschiedenheit; die etwas höhere Schmutzmenge bei höherem Wasserverbrauch führt Dunbar (5) auf einen vermehrten Seifenverbrauch zurück.

Legt man die erwähnte Gesamtunratmenge von rund 180 g Trockensubstanz pro Kopf und Tag zugrunde, so würde sich bei verschiedenem Wasserverbrauch jeweils folgende Konzentration ergeben:

Konzentration häuslicher Abwässer.

Bei einem geringen Wasserverbrauch (pro Kopf und Tag) von 50 Litern eine größte Konzentration von	3600 mg/l
Bei einem mittleren Wasserverbrauch (pro Kopf und Tag) von etwa 100 Litern eine größte Konzentration von	1800 mg/l
Bei einem erheblichen Wasserverbrauch (pro Kopf und Tag) von etwa 200 Litern eine größte Konzentration von	900 mg/l

Dabei ist in jedem Falle die im Wasserleitungswasser vorhandene Trockensubstanz in Betracht zu ziehen, die bisweilen beträchtlich sein kann. Nach den gebräuchlichen analytischen Werten ausgedrückt, besitzen, ganz allgemein ausgesprochen, häusliche und städtische Abwässer, die durch gewerbliche Abgänge nicht zu sehr beeinflußt sind, nach Thumm etwa folgende mittlere Zusammensetzung:

mg/l	Susp. Stoffe gesamt	Im filtrierten Wasser				
		Abdampfrückstand gesamt	Chlor	Ammoniakstickstoff	Organ. Stickstoff	Kaliumperm.-verbrauch
Dünne Abwässer . .	bis 500	bis 500	bis 100	bis 30	bis 10	bis 200
Abwässer von mittlerer Konzentration . . .	bis 1000	bis 1000	bis 150	bis 50	bis 30	bis 300
Konzentr. Abwässer .	über 1000	über 1000	über 150	über 50	über 30	über 300

Industrielle Abwässer.

Ob industrielle Abwässer in die Kanäle aufgenommen werden dürfen, hängt von der Beschaffenheit und der Menge derselben im einzelnen Falle und von ihrem Verhältnis zur Gesamtmenge der städtischen Abwässer und von der späteren Reinigung der letzteren ab.

In jedem Falle darf die Temperatur der industriellen Abwässer nicht derartig sein, daß das Material der Kanalstrecken Schaden leiden kann. Nach einem Gutachten der Kgl. Pr. Wiss. Dep. für das Medizinalwesen [6] soll die Temperaturgrenze, die in Berlin auf 30° R (= 37,5° C) normiert ist, wegen der mannigfachen Mißstände, die durch Zuführung zu heißer Wässer beim Kanalbetrieb zu gewärtigen sind, unter 37° C bleiben und die Einleitung von warmen Abwässern nur nach genauer Erwägung des speziellen Falles gestattet werden. Ferner dürfen die Abwässer keine stark saure Reaktion aufweisen, es sei denn, daß konstruktive Sicherungen der Kanäle dagegen getroffen sind. Bei den biologischen Reinigungsmethoden ist auf einen eventuellen Gehalt an giftigen, die Kleinlebewesen schädigenden Stoffen zu achten. Im allgemeinen lassen sich nachteilige Einwirkungen industrieller Abwässer dadurch abschwächen, daß der Abfluß derselben möglichst auf die 12 Tagesstunden gleichmäßig verteilt wird, so daß die schädlichen Stoffe durch Vermischung mit den in den Kanälen fließenden häuslichen Abwässern unschädlich gemacht werden. Farbwässer haben dabei oft eine entsprechende Verfärbung des Abwassers zur Folge; dies wird oft fälschlich als eine Zerstörung der Farbstoffe angesehen, was aber nicht der Fall zu sein braucht, indem derartig entfärbte Wässer, die z. B. auch nach Passieren einer mechanischen Anlage noch ohne besondere Färbung sein können, sich wieder färben können, wenn sie in einen sauerstoffreichen Vorfluter einmünden.

Der Farbstoff ist in solchen Fällen nur reduziert und nicht wirklich zerstört und kann — unter Schädigung der Vorflut durch Sauerstoffentziehung — seine ursprüngliche Farbe wieder annehmen. In Hinsicht auf die Reinigungsmöglichkeit des Abwassers wirken erschwerend diejenigen Industriewässer, welche große Mengen fäulnisfähiger Stoffe in die Kanäle führen, wie z. B. die Abwässer von Gerbereien, Zellstoffabriken, Zuckerfabriken u. dgl. m. Für den Kanalbetrieb können gewerbliche Abwässer, die große Mengen von Stoffen enthalten, die fällend auf das in den Kanälen fließende häusliche Abwasser wirken, wie z. B. Eisensalze, Tonerdeverbindungen und dergl., erschwerend sein und eine erhöhte Kanalspülung zwecks Vermeidung einer Verschlammung der Kanäle erforderlich machen. Bei günstigen Gefällsverhältnissen kann aber die Beimischung derartiger chemischer Stoffe wieder vorteilhaft sein; sie stellen gewissermaßen kostenlos dargebotene chemische Zuschläge dar, durch die in den an die Kanäle angeschlossenen Sedimentationsanlagen erhöhte Reinigungseffekte ermöglicht werden, die auf rein mechanischem Wege sich nicht erreichen lassen würden. Vorteilhaft ist auch die Zuführung nitrathaltiger gewerblicher Abwässer aus den auf S. 175 erwähnten Gründen.

Die Behandlung industrieller Wässer im einzelnen siehe S. 295.

b) Die Beschaffenheit des Schmutzwassers beim Mischsystem. Die Bedeutung der Straßenabschwemmungen.

Da die Straßeneinlaufgitter größere Öffnungen als die häuslichen Ausgußstellen für Brauchwasser aufweisen, kann durch die Straßenabschwemmungen die Menge der größeren suspendierten Stoffe bei Regen erheblich vermehrt werden. Je nach der Befestigungsart und dem Gefälle der Straßen wird mehr oder weniger Sand von denselben abgespült, da der Sand durch die Sandfänge der Straßeneinläufe (siehe diese) nur z. T. zurückgehalten wird. Die Straßenabschwemmungen hängen in erster Linie von der Straßenreinigung ab und zeigen einen desto größeren Schmutzgehalt, je größer der Verkehr auf den Straßen ist. In belebten Straßen, speziell in Großstädten, kann die Verschmutzung der ersten Straßenabschwemmungen eine derartige sein, daß sie eine größere Fäulnisfähigkeit und eine hygienisch bedenklichere Beschaffenheit aufweisen als manche häuslichen Abwässer; andererseits können durch den Regen den Kanälen auch sauerstoff- und nitrathaltige Wässer zugeführt werden.

Beschaffenheit der Notauslaßwässer.

Die Feststellung der Beschaffenheit der Straßenabschwemmungen ist u. a. von Wichtigkeit bei der Prüfung der Zulässigkeit der Notauslässe, also bei Entscheidung der Frage, ob Misch- oder Trennsystem im einzelnen Falle zulässig ist; ein abschließendes Urteil kann hierbei oft nur auf dem Wege der Untersuchung der Straßenabschwemmungen gewonnen werden.

Veränderungen des Abwassers innerhalb des Kanalnetzes.

Die Abwässer erfahren bereits in den Kanälen teilweise eine wesentliche Veränderung. Je länger die Transportwege und je größer die Wassergeschwindigkeit sind, desto mehr werden suspendierte Stoffe zertrümmert und desto mehr gehen Stoffe in Lösung und Zersetzung über. Der vorteilhaften Vermischung der häuslichen und der gewerblichen Abwässer in den Kanälen ist bereits oben Erwähnung geschehen.

Frisches und faulendes Abwasser. Bedeutung der Spülung.

Einen wesentlichen Einfluß übt ferner der Zustand der Kanalwände aus. Bei unzureichender Spülung und Reinigung besetzen sich diese, auch bei sonst richtig angelegten Kanälen, mit Schlammstoffen, die in Fäulnis übergehen und das Gesamtabwasser in Mitleidenschaft ziehen. Auf diese Ursache ist die faulige Beschaffenheit von Kanalwässern vielfach zurückzuführen. Häufige und reichliche Kanalspülung kann diesen Mißstand beseitigen bzw. bessern. Beim Mischsystem wird die Reinigung der Kanäle durch die Regenabflüsse häufiger und meist gründlicher besorgt, als dies durch gewöhnliche Spülungen möglich ist. Hierdurch erklärt sich, daß beim Mischsystem viel häufiger eine frischere Beschaffenheit des Trockenwetterabflusses beobachtet wird als beim Trennsystem (s. auch S. 168 b).

Die wichtigsten Methoden und Gesichtspunkte für die Untersuchung von Rohabwässern und geklärten Abwässern.

Allgemein anerkannte Vorschriften für die physikalischen und chemischen Untersuchungsmethoden für Abwässer sind nicht vorhanden, wenn sich auch in der Praxis in Deutschland im großen und ganzen einheitliche Methoden ausgebildet haben.

Zunächst handelt es sich um eine sachgemäße Probeentnahme. Für diese ist die genaue Kenntnis der betreffenden technischen Einrichtungen, sowie aller einschlägigen allgemeinen Verhältnisse Voraussetzung. Die Probeentnahme selbst ist, an sich betrachtet, einfach; überlegen muß man sich dagegen sehr, wann und wo man eine Probe zu entnehmen hat. Vor der Probeentnahme muß man sich vor allem klar sein, was die an dieser zu erhebenden Befunde uns beweisen bzw. zeigen können. Geschieht das, so kann z. B. aus den Ergebnissen der chemischen Analyse auch Brauchbares gefolgert werden, und man kommt nicht in die Lage, von einer ungenügenden chemischen Methode, wie es oftmals geschieht, zu sprechen, was nur in einer Außerachtlassung vorstehender Voraussetzungen seine Erklärung findet. Sogenannte Stichproben beweisen oft mehr als sogenannte Durchschnittsproben. Für eine zutreffende Beurteilung sind meistens beide notwendig. Entsprechend der wechselnden Beschaffenheit und Menge der zubzw. abfließenden Abwässer ist im übrigen die Entnahme von Durchschnittsproben so einzurichten, daß die Mengen der letzteren, in graphischer Darstellung gedacht, eine zum Verlauf der Gesamtwassermenge parallele Kurve ergeben. Eine derartige, gewissermaßen automatisch erhaltene, kontinuierliche Probeentnahme läßt sich mit Hilfe geeigneter Vorrichtungen erreichen (z. B. mittels korrespondierender Überfälle, Schöpfräder u. dgl.) und ist für wichtige Kontrollen nicht zu entbehren. Fehlen solche Vorrichtungen, so wird in der Praxis die Entnahme von Durchschnittsproben durch eine in bestimmten Zeitabständen (halbstündlich, stündlich usw.) erfolgende Entnahme von Einzelproben ersetzt. Die Einzelproben werden zweckmäßig nicht zu klein, mindestens zu mehreren Litern bemessen und in einem Behälter (z. B. in einer Tonne) gemischt; nach gehöriger Durchmischung der Gesamtprobe wird von der letzteren die Durchschnittsprobe entnommen. Über Entnahme von Durchschnittsproben geklärter Abwässer bei Sedimentieranlagen siehe letztere.

Am zweckmäßigsten wäre, wenn durchführbar, die direkte Fahndung auf die speziellen Stoffe, welche die Verunreinigung bei städtischen Abwässern wie z. B. Fäulnis, verursachen, also auf eiweißartige hochmolekulare organische

Verbindungen bzw. auf die Abbauprodukte dieser Stoffe durch entsprechende analytische Festlegung dieser Stoffe selbst. Beides ist bis jetzt noch nicht möglich, weil diese Stoffe in zu geringen Mengen im Abwasser enthalten sind und deshalb die praktische Durchführung, wie bekannt, bislang auf noch nicht zu überwindende Schwierigkeiten stößt. Aussichtsreicher als der Nachweis derartiger Stoffe in dem Abwasser als solche erscheint es, diese Stoffe zu konzentrieren und diese Konzentration dann der Untersuchung auf spezifische Stoffe zu unterwerfen, also ähnlich wie z. B. in der Bakteriologie bei dem Nachweis von Bacterium coli zu verfahren. An Stelle der Ermittelung analytisch noch nicht fixierbarer Stoffe behilft man sich zurzeit vielfach in der Weise, daß man nicht die Stoffe als solche, sondern ihre besonderen Eigenschaften zu fixieren strebt, etwa so wie der Bakteriologe die Verflüssigung der Gelatine, die Gasbildung oder die Farbstoffproduktion als diagnostische Merkmale für die Identifizierung eines Organismus heranzieht.

In dieser Richtung bewegen sich in der Chemie des Abwassers die Methoden zur Bestimmung der Sauerstoffzehrung, die Ermittelung des Verbrauchs eines Wassers an Nitraten, ferner die Reduktion von Farbstoffen (Methylenblau) und das Auftreten von Schwefelwasserstoff bei der Aufbewahrung einer Probe; dieses sind alles wichtige Hilfsmittel zur Feststellung der Art eines Abwassers. Umfangreiche Untersuchungen häuslicher und städtischer Abwässer pflegen sich im übrigen auf die Ermittlung der äußeren Beschaffenheit, Reaktion, auf die Gesamtmenge der suspendierten Stoffe und ihren Glührückstand bzw. Glühverlust, auf die Gesamtmenge des Abdampfrückstandes, seinen Glührückstand bzw. Glühverlust, auf Chlor, Schwefelwasserstoff, Nitrat- und Nitritstickstoff, ferner (sowohl im unfiltrierten wie im filtrierten Abwasser) auf Gesamtstickstoff, organischen Stickstoff, Ammoniakstickstoff, Albuminoidstickstoff und Kaliumpermanganatverbrauch zu erstrecken. Gewerbliches Abwasser wird auf äußere Beschaffenheit, Reaktion, Azidität bzw. Alkalinität, auf die Gesamtmenge der suspendierten Stoffe, ihren Glührückstand bzw. Glühverlust, auf die Gesamtmenge des Abdampfrückstands, seinen Glührückstand bzw. Glühverlust, Chlor, Kaliumpermanganatverbrauch, Schwefelwasserstoff, auf Gesamtstickstoff, organischen Stickstoff, Ammoniakstickstoff, Nitrat- und Nitritstickstoff geprüft; dazu tritt die Ermittlung spezifischer Stoffe, die je nach der Abwasserart verschiedene sein werden; ferner bei städtischen und gewerblichen Abwässern die Bestimmung des spezifischen Gewichts (s. S. 203 u. S. 227).

Äußere Beschaffenheit und Reaktion.

Zunächst ist die Temperatur der Einzelproben (sowie der Durchschnittsproben) festzustellen bei gleichzeitiger Angabe der Lufttemperatur.

Die Temperatur der in den Kanälen befindlichen Abwässer liegt gewöhnlich über 10° bis zu 20° C. Im Winter, insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze, kann beim Mischsystem die Temperatur bis zu 2 oder 3° C heruntergehen, ein Umstand, der bei der Beurteilung der Leistungsfähigkeit einzelner Klärverfahren von großer Bedeutung ist.

Die Feststellung der äußeren Beschaffenheit, welche möglichst am Ort der Entnahme das erstemal (s. S. 176 Fäulnisfähigkeit) zu erfolgen hat, umfaßt die Feststellung des Geruchs, der Farbe, der Klarheit und der Durchsichtigkeit. Die Durchsichtigkeitsbestimmung erfolgt gewöhnlich nach der Snellenschen Leseprobe (Nr. 1) und wird in Zentimeter-Höhen angegeben.

Die Feststellung der Reaktion erfolgt durch Lackmuspapier, von dem je ein roter und ein blauer Streifen, zur Hälfte in das Abwasser eingestellt werden. Die Reaktion des städtischen und häuslichen Abwassers ist meistens eine schwach alkalische bis alkalische.

Von alsbald vorzunehmenden chemischen Feststellungen empfiehlt sich ferner die qualitative Bestimmung von Schwefelwasserstoff und von Nitriten und Nitraten. Auch die Ermittlung der Kohlensäure und die Einleitung der Untersuchung auf Gase (Sauerstoff u. dgl.) hat bei der Entnahme der Probe zu geschehen.

Kann die Untersuchung der Proben nicht gleich ausgeführt werden, so müssen die Proben, da sie sich leicht zersetzen können, konserviert werden. Die Konservierungsmittel müssen dabei so gewählt werden, daß sie die spätere Untersuchung nicht stören. Ein Konservierungsmittel genügt deshalb nicht, sondern es sind mehrere zu benutzen. Einer Teilprobe wird für die Bestimmung des organischen Stickstoffs und des Kaliumpermanganatverbrauchs verdünnte Schwefelsäure zugesetzt; einem anderen Teil derselben Probe, welcher der Bestimmung des Ammoniaks dienen soll, Sodanatronlauge. Für die biologisch-mikroskopische Untersuchung und für die Bestimmung der ungelösten Stoffe empfiehlt sich die Konservierung mit Formalin bzw. Chloroform. Stets muß aber ein Teil einer jeden Probe ohne Zusatzmittel aufgehoben werden, da nur so die Veränderungen während der Aufbewahrung festgestellt werden können. Oft empfiehlt es sich, die Konservierung der einen oder anderen Probe sowohl mit dem filtrierten wie unfiltrierten Abwasser vorzunehmen.

Die Bestimmung der suspendierten Stoffe.

Die suspendierten Stoffe finden sich in einem Abwasser als Sinkstoffe, dann in dem Abwasser schwebend als Schwebestoffe und endlich auf der Abwasseroberfläche als Schwimmschicht. Diese einzelnen Arten der suspendierten Stoffe können z. B. bei der Aufbewahrung eines Abwassers ineinander übergehen. Ihre Größe ist eine recht verschiedene, und bei der Bestimmung der suspendierten Stoffe ist deshalb zwischen der rein praktischen Feststellung und der Feststellung im Laboratorium zu unterscheiden. Die praktische Feststellung bezieht sich auf die Ermittlung der gröberen körperlichen Stoffe, die nach Tillmans am besten durch direkte Wägung nach Absiebung durch eine Rechenanlage oder mittels verschiedener Siebsätze (Monti [7]) erfolgt.

Die Untersuchung im Laboratorium umfaßt oft nur einen Teil der gesamten suspendierten Stoffe und zwar die feineren suspendierten Stoffe. Wichtig ist bei manchen Abwasseranlagen (s. S. 320) die Ermittlung des spez. Gewichts der suspendierten Stoffe.

Je nach dem Zweck der Untersuchung muß die Bestimmung der suspendierten Stoffe in entsprechender Abstufung erfolgen, z. B. als Grundlage für Absiebungsanlagen, wenn es sich darum handelt zu erfahren, wieviel Stoffe über einer gewissen Absiebungsgrenze (z. B. über 1, 2 oder 3 mm) in dem betreffenden Abwasser überhaupt enthalten sind. Zu diesem Zwecke ist eine Absiebung entsprechend großer Durchschnittsproben erforderlich. Die Menge bis zu einer Größe von einigen mm herabgehend ist verhältnismäßig gering.

Siebung.

Monti [7] stellte an den Berliner Abwässern fest, daß die Menge der Schmutzstoffe über 7 mm nur 5,5 Proz. der Gesamtmenge betrug. Im Charlottenburger Abwasser beträgt nach Zahn [8] die Menge der suspendierten Stoffe über 1 mm im Mittel 27 Proz.

Zur Charakterisierung des Rohwassers empfiehlt es sich, die in demselben enthaltenen Stoffe über eine bestimmte Größe, z. B. 1 mm, festzustellen.

Sedimentation.

Für die Beurteilung und Bemessung von Absitzanlagen ist es wichtig, Menge und Beschaffenheit der suspendierten Stoffe zu kennen, die bei bestimmter Sedimentationsdauer sich aus dem betreffenden Abwasser absetzen. Hierfür genügt es vielfach, Rohwasserproben in höheren Standzylindern aufzustellen und nach Abdämpfung der Wirbelbewegungen in bestimmten Zeiträumen (1/2 Stunde, 1 Stunde usw. bis 24 Stunden) die Menge des Bodensatzes zu bestimmen und zur Beurteilung des Effektes damit die ebenso bestimmten analogen Mengen des geklärten Wassers in Vergleich zu setzen. Zweckmäßig ist auch die gleichzeitige Bestimmung und Benützung der Durchsichtigkeit. Für genauere zahlenmäßige Angaben eines Kläreffektes und insbesondere, wenn zu befürchten steht, daß durch Absiebungs- bzw. Absitzanlagen Schmutzstoffe zertrümmert werden oder durch Fäulnis in Lösung gehen, ist eine genauere Bestimmung der suspendierten Stoffe im Rohwasser und im geklärten Abfluß und vielfach auch eine chemische Bestimmung der wichtigsten unten zu erwähnenden Stoffe erforderlich.

Schleuderung nach Dost.

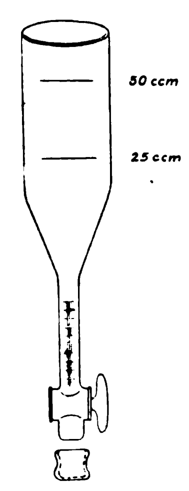


Fig. 38. Schleuderröhrchen nach Dost. (1/2 nat. Gr.)

Eine bequeme Methode für die Bestimmung der ungelösten Stoffe ist die Schleuderung nach Dost [9], die sich besonders für fortlaufende Untersuchungen (z. B. stündlich) in der Reinigungsanlage selbst eignet.

Sie kann als volumetrische oder nach Trocknung des ausgeschleuderten Produktes auch als gewichtsanalytische Bestimmung angewandt werden. In einem Zentrifugenröhrchen der in Fig. 38 ersichtlichen Art werden 50 ccm der Abwasserprobe während 3 Minuten (bei ca. 4000 Touren pro Minute) zentrifugiert. Das Volumen der ausgeschleuderten Stoffe liest man hierauf an der Teilung des Röhrchens ab. Falls die Menge der letzteren zu gering erscheint, wird das klare Wasser abgegossen, das Röhrchen von neuem gefüllt und zentrifugiert, bis die erhaltene Schlammenge die genaue Ablesung gestattet. Zur Gewichtsbestimmung der ausgeschleuderten Stoffe wird nach dem Abhebern des Wassers das gewogene kleine Porzellangefäß angesetzt, der Glashahn geöffnet und Röhrchen mit Ansatz kurz geschleudert, bis die Schlammstoffe sich in letzterem befinden. Durch Wägen des Gefäßes mit Inhalt, Trocknen bei 100° erhält man die Gewichtsmenge der festen Bestandteile.

Die Bestimmung der ungelösten Stoffe erfolgt im übrigen im Laboratorium mittels Filtrierens des Wassers durch ein quantitatives Filter, Filter-

papier oder nach neueren Untersuchungen besser durch Goochtiegel, worauf die auf dem Filter abgefangenen Stoffe getrocknet und gewogen werden.

Die Farbe des feuchten Niederschlags ist je nach der Abwasserart verschieden; bei häuslichen Abwässern ist sie grau bis schwarzgrau. Bei gewerblichen Abwässern hingegen können die Niederschläge die verschiedensten Farben aufweisen. Renk [10] hat hierauf eine bestimmte Flußuntersuchungsmethode gegründet (Renkfilter), um so gewissermaßen für das Auge sichtbar die Verschmutzung eines Vorfluters (insbesondere vor und hinter Abwasserzuflüssen) festzustellen. Bei der Veraschung der suspendierten Stoffe ist auf einen hierbei sich etwa bemerkbar machenden Geruch besonders zu achten.

Die Bestimmung im filtrierten Zustand.

Mit Ausnahme der Bestimmung der suspendierten Stoffe und der Fäulnisfähigkeit werden in Deutschland die einzelnen chemischen Untersuchungen gewöhnlich im filtrierten Abwasser vorgenommen (in England dagegen meist am unfiltrierten Wasser). Die chemischen Ergebnisse beziehen sich also auf die im filtrierten Wasser enthaltenen Stoffe, wenn nicht ausdrücklich anderes vermerkt ist. Im einzelnen vgl. das bei der Vorflut und bei der Ermittelung der Reinigungswirkung der verschiedenen Verfahren hierüber Gesagte.

Für die Beurteilung des Reinigungseffektes einer Anlage sind selbstverständlich auch die auf anderem Wege erhaltenen Werte der suspendierten Stoffe mitzuberücksichtigen. Im übrigen erfolgt die Art der Untersuchung unter engster Anlehnung an den speziellen Fall. Vielfach müssen die Untersuchungen sowohl im filtrierten wie unfiltrierten Wasser ausgeführt werden; dies gilt insbesondere z. B. für die Fäulnisprobe.

Die Menge der nach der Eindampfung und Trocknung des Abwassers verbleibenden Stoffe wird als Trockensubstanz bezeichnet.

Durch Glühen der Trockensubstanz erhält man als Glühverlust angenähert die Menge der organischen Stoffe; genau ist die Bestimmung aber nicht, da einzelne anorganische Stoffe beim Glühen sich gleichfalls verflüchtigen können und das Ergebnis überhaupt sehr von der Art der Veraschung abhängt. Eine Veraschung des Abdampfrückstandes ist in vielen Fällen aber geboten, da hierbei wie beim Veraschen der suspendierten Stoffe eigentümliche Gerüche, die auf die Herkunft des Abwassers oft bestimmte Schlüsse zulassen, sich bemerkbar machen können.

Besser als durch Ermittlung des Glühverlustes werden die organischen, im Abwasser enthaltenen Stoffe mittels Kaliumpermanganatlösung*) bestimmt. Die von dieser an die organischen Stoffe abgegebene Sauerstoffmenge wird entweder direkt als $KMnO_4$-Verbrauch oder auch umgerechnet als Sauerstoffverbrauch angegeben. Das Verhältnis des $KMnO_4$-Verbrauchs zum Sauerstoffverbrauch ist 4 : 1. Die Bestimmung erfolgt nach Kubel durch 10 Minuten langes Kochen des angesäuerten Abwassers mit $\frac{100}{n}$ $KMnO_4$-Lösung, Zusatz von $\frac{100}{n}$ Oxalsäure und Zurücktitration mit $KMnO_4$.

Eine Abnahme des $KMnO_4$-Verbrauchs um 60 bis 65 Proz. oder mehr (nach Kubel bestimmt) bedeutet nach Dunbar [5] in Verbindung mit anderen Feststellungen, daß die häuslichen Abwässer ihre Fäulnisfähig-

*) In der Folge abgekürzt als $KMnO_4$-Verbrauch.

keit verloren haben. Bei dem $KMnO_4$-Verbrauch ist zu beachten, daß die absoluten Zahlen stets nur für ein und dasselbe Abwasser zu benutzen sind und nicht mit anderem Abwasser ohne weiteres verglichen werden können, da aus der Höhe des Verbrauchs an $KMnO_4$ (ebenso wie z. B. aus der Höhe des organischen Stickstoffs) noch keineswegs ohne weiteres auf die Natur der organischen Stoffe geschlossen, also z. B. noch nicht gesagt werden kann, ob ein Wasser fäulnisfähige Stoffe enthält oder nicht.

In einzelnen Distrikten Englands wird als Grenzwert für ein gereinigtes Abwasser ein Sauerstoffverbrauch von ca. 30 mg/l bzw. ein $KMnO_4$-Verbrauch von 120 mg/l angegeben. Als Handhabe für Nichtchemiker findet daselbst auch die sogenannte 3-Minuten-Probe, die sich gleichfalls auf den absoluten $KMnO_4$-Verbrauch-Wert bezieht, Verwendung.

Die in einem Abwasser sich findende Stickstoffmenge wird als „Gesamtstickstoff" bezeichnet. Dieser kann, wenn alle Stickstoffverbindungen (wie z. B. bei biologisch gut gereinigtem Abwasser) gleichzeitig vorhanden sind, sich zusammensetzen aus

1. Ammoniak, 2. Nitriten, 3. Nitraten, 4. organischem Stickstoff.

In frischem Rohwasser und in gefaultem Abwasser finden sich mit verschwindenden Ausnahmen nur Ammoniak und organischer Stickstoff, in dem ersteren im allgemeinen viel organischer Stickstoff und wenig Ammoniak und in dem fauligen Wasser weniger organischer Stickstoff und viel Ammoniak.

Albuminoidstickstoff nennt man denjenigen Teil des organischen Stickstoffs, welcher durch Destillation in alkalischer $KMnO_4$-Lösung in Ammoniak übergeführt werden kann (s. S. 175, Wanklynsche Albuminoidstickstoffmethode).

Theoretisch läßt sich ursprünglich in einem Abwasser nur organischer Stickstoff annehmen.

Der Ammoniakstickstoff stellt ein Reduktionsprodukt des organischen Stickstoffs, die Nitrite und Nitrate stellen wieder ein Oxydationsprodukt des Ammoniakstickstoffs dar. Organischer Stickstoff wird mit Unrecht vielfach mit Eiweißstickstoff identifiziert; eher würde dies für den Albuminoidstickstoff zutreffen, doch muß auch hier vor einer Verallgemeinerung gewarnt werden.

In größerer Menge entsteht Ammoniak durch den sehr rasch verlaufenden Prozeß der ammoniakalischen Zersetzung des Harnstoffs und bei der Fäulnis der Eiweißstoffe.

Das Ammoniak wird durch Destillation unter Zusatz von gebrannter Magnesia oder ohne Destillation durch direkte Neßlerisierung des mit Sodanatronlauge behandelten Abwassers bestimmt.

Der Gesamtstickstoff besitzt als solcher eine geringere Wichtigkeit; wichtig sind dagegen die ihn bildenden einzelnen Stickstoffarten. Seine Bestimmung beruht im wesentlichen auf der Ermittlung des organischen Stickstoffs, der durch die Kjeldahl-Methode in Ammoniak übergeführt und aus diesem auf organischen Stickstoff berechnet wird. Die Bestimmung des Gesamtstickstoffs ist eine verschiedene, je nachdem Nitrate und Nitrite in einem Abwasser vorhanden sind. Fehlen diese, so wird das Abwasser mit konzentrierter Schwefelsäure und Quecksilber direkt behandelt und, unter Abrechnung des auf andere Weise ermittelten, im unbehandelten Abwasser vorhanden gewesenen Ammoniaks, das durch die Kjeldahl-Methode gebildete Ammoniak berechnet. Finden sich in einem Abwasser dagegen Nitrate und Nitrite, so führt man diese nach Jodlbauer zusammen mit dem organischen Stickstoff in Am-



moniak über und muß dann von dem erhaltenen Gesamtstickstoffwert die auf andere Weise ermittelten Nitrite, Nitrate und das vorhanden gewesene Ammoniak abziehen und erhält so den organischen Stickstoff, oder man zerstört die Nitrate und Nitrite und bestimmt dann wie vor den organischen und den Ammoniakstickstoff und verfährt wie vorstehend weiter.

Die Höhe des in einem Abwasser enthaltenen organischen Stickstoffs galt früher als Indikator für die Fäulnisfähigkeit eines Abwassers; die Methode sollte genauer sein als die Ermittlung des Kaliumpermanganatverbrauchs. Aus den absoluten Werten des Abwassers an organischem Stickstoff kann aber ebensowenig auf die Fäulnisfähigkeit eines Abwassers geschlossen werden, wie aus der Höhe des Kaliumpermanganatverbrauchs. Bessere Schlüsse lassen die Vergleichswerte des Rohwassers und des gereinigten Abwassers zu, jedoch nur dann, wenn in einem Abwasser nicht zu geringe organische Stickstoffmengen enthalten sind.

Neben der Bestimmung des Ammoniaks und des organischen Stickstoffs wird (insbesondere in England) bisweilen noch diejenige des Albuminoidstickstoffs ausgeführt. Der letztere gibt unter Umständen gewisse Anhaltspunkte über die Menge der noch unzersetzt vorhandenen stickstoffhaltigen Substanz und damit über den Grad der eingetretenen Zersetzung.

Wancklynsche Albuminoidstickstoffmethode. Nach Abdestillieren des freien Ammoniaks wird mit stark alkalischer $KMnO_4$-Lösung weiter destilliert und alsdann das Destillat wie beim organischen Stickstoff bestimmt. Die durch letztere Methode berechnete Stickstoffmenge ist nur ein Teil des durch die Kjeldahl-Methode bestimmten Stickstoffs und wird als Albuminoidstickstoff oder als Albuminoidammoniak bezeichnet.

Ein bestimmtes allgemeines Verhältnis zwischen dem organischen Stickstoff und dem Albuminoidstickstoff besteht naturgemäß nicht entsprechend dem im Einzelfalle so verschiedenen Grade des Abbaues der stickstoffhaltigen Substanzen.

Die Feststellung der Nitrite und Nitrate, die ebenso wie der gasförmige Sauerstoff sich im Rohwasser selten und in einem in Fäulnis befindlichen Abwasser so gut wie nicht vorfinden, ist insbesondere für die Beurteilung der natürlichen und künstlichen biologischen Reinigung wichtig. Wichtig ist ferner der Umstand, daß ein Abwasser, solange es derartige Verbindungen enthält, in stinkende Fäulnis nicht übergeht (s. 250).

Die Bestimmung des Nitrat- und Nitritstickstoffs erfolgt nach Ulsch durch Überführung in Ammoniakstickstoff.

Schnelles Eindampfen der Probe unter Zusatz von Natronlauge auf etwa $^1/_{10}$ Vol. Nach dem Erkalten Erwärmen unter Zusatz von verdünnter Schwefelsäure und Eisensalzlösung. Der Ammoniakstickstoff wird alsdann wie oben bestimmt.

Ist die Kenntnis beider Verbindungen erforderlich, so wird die salpetrige Säure, deren Menge gewöhnlich sehr gering ist, für sich bestimmt und in Abzug gebracht. Die Bestimmung der letzteren erfolgt kolorimetrisch mit Metaphenylendiaminlösung und einer Vergleichsnitritlösung.

Die Chloride stellen für die Abwasserbeurteilung wichtige Verbindungen dar, weil sie in Wasser löslich sind und durch keinerlei Prozesse beeinflußt werden. Man benutzt die Chloride deshalb u. a. als Indikator für die Konzentration eines Abwassers (unter Berücksichtigung des Chlorgehalts des Wasserleitungswassers), ferner zur Feststellung, ob identische Proben des ungereinigten und des gereinigten Abwassers vorliegen, ob Rieselfeldabflüsse durch Grundwasser verdünnt sind usw.

Die Chloride werden mittels Silbernitratlösung bestimmt.



Die Fäulnisfähigkeit der Abwässer wird bedingt durch die im Abwasser enthaltenen organischen Stoffe und äußert sich u. a. durch das Auftreten übelriechender, analytisch nicht fixierbarer Verbindungen und von Schwefelwasserstoff.

Das Auftreten von Sumpfgas ist an sich kein Zeichen von Fäulnis, sondern zeigt lediglich an, daß Zellulose vorhanden ist, die sich in Zersetzung befindet; es ist deshalb falsch, aus dem Auftreten von Sumpfgasblasen ohne weiteres auf eine mit Reduktionsvorgängen verbundene Fäulnis zu schließen, da auch Oxydationsvorgänge im einzelnen Falle sich hierbei ganz gut abspielen können (vgl. S. 276).

Die Fäulnisfähigkeit wird bestimmt, indem man die zu prüfenden Proben filtriert und unfiltriert sowohl in offener als auch in geschlossener Flasche, am besten unter Lichtabschluß bei 22° C aufbewahrt und nach 5 bis 10 Tagen ermittelt, ob unangenehme Gerüche aufgetreten sind oder ob Schwefelwasserstoff nachgewiesen werden kann.

Spitta und Weldert [11] haben statt der direkten Ermittlung der Fäulnisfähigkeit (s. S. 169) ein indirektes Verfahren, die Entfärbung von Methylenblau, vorgeschlagen. Diese Methode beruht auf einer Reduktion des Farbstoffes zur Leukobase. Gut biologisch gereinigte Proben dürfen sich nach den angestellten Beobachtungen, 3 Stunden bei 37° C aufbewahrt, noch nicht entfärbt haben.

Eine weitere Fäulnisfähigkeitsbestimmung ist die Bestimmung der Fäulnisfähigkeit nach Weldert und Röhlich [12]; diese Methode gründet sich auf den Nachweis des Schwefelwasserstoffs durch das Carosche Reagens.

Die mikroskopisch-biologische und bakteriologische Untersuchung von Rohabwässern und gereinigten Abwässern.

Die mikroskopisch-biologische Untersuchung der Abwässer aus Kläranlagen stellt eine notwendige Ergänzung der chemischen Ermittlungen dar. Im einzelnen vgl. Kolkwitz (diesen Band). Allgemein ist hier zu sagen, daß die biologische Methode in dem Nachweis der festsitzenden Organismen es ermöglicht festzustellen, was für ein Abwasser in der Zeit vor Bildung bzw. Entwicklung der Organismen im Durchschnitt z. B. in einem Abflußgraben geflossen ist. Zwischen biologischer und chemischer Ermittlung braucht also, an sich betrachtet, eine Übereinstimmung nicht zu bestehen. In England hat man diesem Unterschiede zwischen dem Organismenwachstum und der Beschaffenheit der Abläufe aus den Kläranlagen schon im Jahre 1900 Aufmerksamkeit geschenkt, wie z. B. der Interim Report der Royal Commission on Sewage Disposal (1902) erkennen läßt.

Die Feststellung des Keimgehalts ist in einzelnen Fällen, z. B. bei Einleitung von geklärten Abwässern in Flüsse, welche Trinkwasserversorgungszwecken dienen, notwendig; zum Vergleich ist auch der durchschnittliche Keimgehalt der Rohabwässer bisweilen erforderlich. Die Feststellung des Keimgehaltes erfolgt unter entsprechender Verdünnung mit sterilem Wasser nach der Vorschrift des Kaiserlichen Gesundheitsamts (Bebrütung bei 22° C, Zählung nach 2 × 24 Stunden). In England und Amerika legt man auch auf die Bestimmung von Koli- und anderen Bakterienarten im gereinigten Abwasser als Anhaltspunkt für die Reinigungswirkung von Abwasseranlagen besonderen Wert. Solches ist z. B. erforderlich für die Feststellung des Erfolges einer Desinfektion (s. letztere) der Abwässer in zentraler Reinigungsanlage.

Literatur zu II:

1) Baumeister, Städtisches Straßenwesen und Straßenreinigung. Handbuch der Baukunde, Abt. III, 3. Heft, Berlin 1890.
2) König, Die Verunreinigung der Gewässer. Berlin, Bd. I u. II, 1899.
3) Schreiber, Fettzersetzung durch Organismen. Archiv für Hygiene, Bd. 41, S. 328. Über den Fettreichtum der Abwässer und das Verhalten des Fettes im Boden der Rieselfelder Berlins. Archiv f. Hygiene, Bd. 45, S. 295.
4) Rubner, Das städtische Sielwasser und seine Beziehung zur Flußverunreinigung. Archiv f. Hygiene 1903, 46. Bd., 1. Heft.
5) Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage. 1907.
6) Rubner u. Kirchner, Wissenschaftliche Deputation für das Medizinalwesen. Vierteljahrsschrift f. gerichtliche Modizin, 19. Bd., Suppl.-Heft, S. 126, 1900.
7) Monti, Über die Schwimm- und Schwebestoffe des Berliner Sielwassers. Archiv f. Hygiene 1903, Bd. 46.
8) Zahn u. Reichle, Untersuchungen über die Wirkungsweise des Kremerschen Apparates. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1908, Heft 10.
9) Dost, Die Volumenbestimmung der ungelösten Abwasserbestandteile usw. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1907, Heft 8.
10) Schmidtmann, Bericht über die Erfolge der mechanischen, chemischen und biologischen Abwässerklärung. Vierteljahrsschrift für gerichtliche Medizin und öffentl. Sanitätswesen, Bd. 35, S. 336.
11) Spitta u. Weldert, Indikatoren für die Beurteilung biologisch gereinigter Abwässer. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1906, Heft 6.
12) Weldert u. Röhlich, Die Bestimmung der Fäulnisfähigkeit biologisch gereinigter Abwässer. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1908, Heft 10.
13) Farnsteiner, Buttenberg und Korn, Leitfaden für die chemische Untersuchung von Abwasser. Oldenbourg 1902.

III. Die Entfernung der Abwässer aus dem Wohnbereich.

a) Ältere Verfahren. Gruben- und Tonnen-Abfuhrsystem.

Die älteren Verfahren sollen hier in den Grundzügen nur insoweit erörtert werden, als sie zur Beurteilung noch bestehender Anlagen erforderlich sind. Diese Verfahren sind mit Recht durch die hygienisch weit überlegene Abschwemmung der Fäkalien durch die Kanäle verdrängt worden, Wo letzteres nicht möglich ist, läßt sich die Reinigung der Abwässer in Einzel-(Haus-)Kläranlagen (s. diese), die aber auch nur als Notbehelf in Frage kommen, immer noch weit wirtschaftlicher gestalten als mittels Abfuhr. In einzelnen Fällen hatte man für die Klosettabgänge auch besondere Ableitungen ausgeführt (Liernurs System), im allgemeinen bildete aber die Abfuhr den Schwerpunkt der älteren Verfahren und war für die Art der Sammlung bzw. Aufspeicherung der Fäkalien ausschlaggebend.

Die notwendigen hygienischen Anforderungen, Vermeidung von Geruchsbelästigungen und Verunreinigungen durch die Sammel- und die Aufspeicherungsanlage im Keller oder Hof, sowie bei der Entleerung und Abfuhr, waren bei diesem Verfahren zweifellos schwieriger durchzuführen, als bei der modernen Hausentwässerung durch Abschwemmung der Fäkalien. Um die Abfuhrkosten nicht zu hoch zu gestalten, war man genötigt, nur die Klosettabgänge zu sammeln und sonstiges Abwasser fernzuhalten und ferner auch die Spülwassermengen möglichst gering zu bemessen. Auf diese Trennung der Klosettabgänge von dem sonstigen Abwasser bezieht sich die gebräuch-

liche Bezeichnung „Differenziersysteme“ für alle Verfahren, bei welchen die Klosettabgänge für sich behandelt wurden. Außer der von jeher geläufigen Verwertung der Fäkalien für die Landwirtschaft war bei ihrer Absonderung von den übrigen häuslichen Abwässern auch der Umstand maßgebend, daß die Fäkalien als besonders gesundheitsgefährlich und die häuslichen Abwässer als relativ harmlos betrachtet wurden.

Mit Rücksicht auf die früheren unzureichenden Spüleinrichtungen mußte das Fallrohr im Hause größere Lichtweiten erhalten als bei der modernen Hausentwässerung. Zur Vermeidung des Gasaustritts und von Geruchsbelästigungen überhaupt behalf man sich im allgemeinen mit mechanischen Verschlüssen, Klappen, Kolben usw. an den Abortsitzen, sowie mit Ventilation durch künstliche Erwärmung der Luft in dem über Dach geführten Fallrohr oder durch motorisch bewegte Ventilatoren.

Nach der Art der Aufspeicherung und Abfuhr kamen 2 Verfahren in Betracht: das Grubensystem und das Tonnensystem.

Grubensystem.

Die Hauptanforderung an dasselbe war 1. eine dem Entleerungsturnus angepaßte genügende Größe der Grube, 2. eine sorgfältige Herstellung derselben aus praktisch undurchlässigem Material und sorgfältige Abdeckung, 3. ein geruchsicherer Verschluß des Fallrohrs gegen die Grube. In hygienischer Hinsicht konnte das Grubensystem erst nach Einführung der pneumatischen Entleerung befriedigen. In wirtschaftlicher Hinsicht trat eine wesentliche Verbesserung der Abfuhr ein durch die Verwendung der Tonnenwagen mit eigenen Evakuierungseinrichtungen, besonders der Patentsauger von Wegener (Britz bei Berlin).

Tonnensystem.

Das Tonnensystem, um das sich besonders Mittermayer [1] verdient gemacht hatte, gewährte den Vorteil, daß es die bei der früheren gewöhnlichen Grubenentleerung unvermeidlcihen Geruchsbelästigungen verminderte und in bezug auf die nachfolgende Verwertung der Fäkalien den Vorteil besaß, daß diese wegen der geringeren Aufspeicherungszeit in den kleineren Wechseltonnen frischer blieben, als in den größeren Aufspeicherungsgruben. In bezug auf die Anlage war ein bequem zugänglicher, gut ventilierter Aufstellungsort der Tonnen im Kellerraum od. dgl. notwendig, ferner ebenso wie bei den Gruben ein sicherer Geruchsverschluß gegen die Einfüllöffnung (die Falleitung) sowie ein dichter Verschluß der Tonnen selbst beim Transport. Sehr verbreitet waren eiserne Tonnen von 100 l Inhalt (Normaltonne); größere Tonnen waren schlecht tragbar und verlangten bereits Fahrgestelle; für Schulen, Kasernen usw. waren größere Tonnen direkt auf Wagengestelle montiert (Wechselwagen).

Sammelbehälter in den einzelnen Wohngeschossen wurden zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen am zweckmäßigsten als Torfstreuklosetts eingerichtet (vgl. [2] u. [3]). Dadurch wurden zugleich die Fäkalien für die landwirtschaftliche Verwertung durch die Kompostierung geeigneter; dagegen erhöhten sich die Abfuhrkosten, die beim Tonnensystem überhaupt höher waren als beim Grubensystem. Bei ersterem kamen noch hinzu die Kosten für die Reinigung der Tonnen auf der Entleerungsstelle, die zweckmäßig mit Kalkmilch oder Wasserdampf behufs gleichzeitiger Desinfektion bewirkt wurde.

Grubenüberläufe.

Die schwierige und kostspielige Durchführung des reinen Abfuhrsystems, insbesondere bei der Häufung von Spülklosetts mit größerer Spülmenge (7—8 und mehr Liter) bewirkte die Anordnung von Grubenüberläufen, die zumeist zwar verboten, aber in vielen Städten stillschweigend geduldet wurden. An einzelnen Orten wurde an die Zulassung von Überläufen die besondere Bedingung geknüpft, daß die Überlaufwässer eine vorherige Reinigung, Desinfektion oder Desodorisierung erfahren sollten. In erster Linie wurde die Zurückhaltung gröberer Stoffe gefordert, gewöhnlich durch Anlage mehrteiliger Gruben mit Tauchrohrverbindung. Bei Beibehaltung der gewöhnlichen einfachen Gruben half man sich auch durch Zusatz von Chemikalien in der Absicht, hierdurch außer einer Desodorisierung und Desinfektion die festen Grubenrückstände für die weitere Abfuhr und Behandlung geeigneter zu machen. So entstand z. B das Friedrichsche Verfahren, bei welchem Eisenoxydhydrat, Kalkhydrat, Tonerdehydrat und Karbolsäure, das Süvernsche Verfahren, bei welchem Ätzkalk, Teer und Chlormagnesium als Zusätze dienten. Auch Eisenvitriol wurde vielfach als Zusatzmittel benutzt. Zweckmäßig wurde die Zugabe der Chemikalien aus Rührbehältern unter dem Dach in der Weise angeordnet, daß bei jeder Klosettbenutzung eine entsprechende Menge des Chemikalienzusatzes zufloß [4].

Die Frage der Wirtschaftlichkeit ist durch die zweifellos berechtigte hygienische Forderung der Ableitung der Gesamtschmutzwässer (einschließlich der Fäkalien), die auf eine systematische zentrale Kanalisation hinausläuft, gegenstandslos geworden. Die Wirtschaftlichkeit der älteren Fäkalienabfuhrmethoden ist übrigens auch nur in einzelnen Fällen erreicht worden. Nachdem der modernen Landwirtschaft wirksamere Düngerstoffe zur Verfügung stehen, ist die Unterbringung der Fäkalien durch Abfuhrsysteme zweifellos noch schwieriger geworden. Zurzeit wird die Verarbeitung frischer, gewöhnlich nach dem Tonnensystem gesammelter Fäkalien nur noch in wenigen Städten betrieben (so in Kiel und Augsburg auf Poudrette und in einigen französischen Städten, z. B. Bordeaux, auch auf Ammoniak).

Die Untersuchung der menschlichen Auswürfe (Fäkalien), des Mengedüngers (Kompost) und der Poudrette erstreckt sich meistens auf die Ermittelung des Ammoniaks, der Asche, des Kalis, der Phosphorsäure, des Gesamtstickstoffs und der Trockensubstanz. Bei den erhaltenen Stickstoffwerten muß dabei berücksichtigt werden, daß diese nur als orientierende Werte angesehen und den in den künstlichen Düngern enthaltenen Werten ohne weiteres als gleichwertig nicht an die Seite gesetzt werden dürfen.

Feuerklosett.

Interesse halber wäre noch zu nennen das Feuerklosett, das z. B. in mehreren Kasernengebäuden der Marineverwaltung mit gutem Erfolg benutzt wird, wobei die Fäkalien mittels einer ständigen Feuer- bzw. Heizanlage durch Verdampfung und Verbrennung unschädlich gemacht werden (vgl. Thiesing [5]). Eine derartige Anlage besitzt z. B. die Marinekaserne auf Helgoland [6], das Feldart.-Reg. zu Nedlitz und die Waggonfabrik in Danzig.

Literatur zu III a:

1) Mittermayer, Das Heidelberger Tonnensystem, seine Begründung und Bedeutung. Halle a. S., Leineweber, 1897.
2) Thiesing, Mitteilungen d. Deutsch. Landwirtsch.-Ges. 1899, Stück 23; Thiesing, Die

Torfmullkübelanlage in Hann.-Münden. Mitteilungen der Deutschen Landwirtsch.-Ges. 1899, Stück 16, S. 252.
3) Fränkel, Pfeiffer und Witt, Mustergültige Einführung des Torfstuhlverfahrens in kleineren und mittleren Städten. Arbeiten d. D. L.-G. 1902, Heft 74.
4) Baumeister, Städt. Straßenwesen und Straßenreinigung. Handb. d. Baukunde, Abt. III, 3. Heft, Berlin 1890.
5) Thiesing, Artik. Feuerklosett in Enzykl. d. Hyg. 1905, 1, S. 291.
6) Schmidtmann, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. Sanitätsw. 1898, Suppl. S. XXVII—XXIX; Sanitätsberichte*) über die Kais. Marine 1897/99, 1899/1901/1907.

b) Moderne Hausentwässerung.

Eine vollständige moderne Grundstücksentwässerung umfaßt die Ableitung der Brauchwässer, der Fäkalien und, wo vorhanden, die Ableitung der speziellen gewerblichen Abwässer.

Über die konstruktive Gestaltung der Hausentwässerung bestehen in den kanalisierten Städten jeweils besondere Vorschriften, die, wenn auch nicht in allen, so doch in den wesentlichsten Punkten übereinstimmen. Die zweckmäßigsten Anordnungsweisen im einzelnen basieren auf praktischen Erfahrungen, z. T. auch auf speziellen Versuchen. Eine eingehende Bearbeitung der Hausentwässerung hat Frühling [2] gegeben. Von allgemeiner Bedeutung sind die vom Verband deutscher Architekten- und Ingenieurvereine aufgestellten Vorschriften für Herstellung und Betrieb von Grundstücksentwässerungen [1]. Es sollen daher im folgenden einzelne wichtigere Bestimmungen, z. T. wörtlich, aufgenommen werden:

Nach Ziff. 6 dieser Vorschriften unterliegen Hausentwässerungsanlagen vor der Ausführung in allen Teilen der Genehmigung der Aufsichtsbehörde. Ebenso untersteht die Ausführung und Instandhaltung der Anlagen der behördlichen Aufsicht und hat unter Einhaltung der allgemeinen technischen Vorschriften und der von der Behörde im Einzelfall etwa aufgestellten besonderen Genehmigungsbedingungen zu geschehen.

Allgemeine Dispositionen. Ableitungs- und Fallröhren.

Die Hausentwässerungsanlagen zerfallen in 2 Hauptgruppen von Leitungen, in die möglichst senkrecht anzuordnenden Sammelleitungen bzw. Fallrohre aus den einzelnen Stockwerken und in die Ableitungen (auch Grundleitungen genannt), die den Anschluß dieser Falleitungen an die Straßenkanäle herstellen. Über Material und Lichtweiten der Leitungen, die durchgängig frostsicher anzuordnen sind, bestimmen die allgemeinen Vorschriften folgendes:

(Aus Ziff. 17) Die Rohrweiten sind nur in den bei den deutschen Normalabflußröhren vorgesehenen Abstufungen von 25, 30, 40, 50, 70, 100, 125, 150 und 200 mm zulässig. Die Rohrweite für die Hauptableitungen soll, falls nicht ein abweichendes Maß besonders genehmigt oder vorgeschrieben ist, 150 mm, für die Ableitungen unter der Erde mindestens 100 mm betragen. Die Weite der Nebenfallrohre muß für die einzelnen Eingüsse, Waschbecken, Pissoire 50 mm, für mehrere Eingüsse, Waschbecken, Pissoire und für Bäder 70 mm, für Spülaborte in der Regel 100, ausnahmsweise 125 mm betragen. Röhren von 40 mm sind nur für Anschlußleitungen einzelner Eingüsse, solche von weniger als 40 mm nur für Hilfsluftleitungen gestattet.

*) Die Kosten der Fäkalienverbrennung stellen sich für Jahr und Kopf 0,52—0,43 M.



(Aus Ziff. 18) Die Fallröhren für Schmutzwässer und die Ableitungsröhren sind aus innen und außen asphaltierten Gußröhren mit Bleidichtungen herzustellen. Nur außerhalb der Gebäude in einem Abstand von mehr als 1 bis 1 $^1/_2$ m von den Fundamentmauern können auch innen und außen glasierte Steinzeugröhren mit Asphaltdichtung verwendet werden.

(Aus Ziff. 15b) Die Fallröhren für Schmutzwässer sind innerhalb der Gebäude möglichst senkrecht zu führen.

(Aus Ziff. 20) Fallröhren mit ihren Eingüssen, Geruchsverschlüssen usw. sollen womöglich an Innenwänden angebracht werden.

(Aus Ziff. 19b) Sämtliche Fallröhren sind zum Zweck der Lüftung in vollem Querschnitt womöglich senkrecht und möglichst ohne Krümmung bis mindestens 0,5 m über die Dachfläche und mindestens 1 m über etwa daselbst befindliche, weniger als 3 m von der Lüftungsöffnung entfernte Fenster oder sonstige Öffnungen zu führen. Die Vereinigung mehrerer Lüftungsrohre ist ausnahmsweise nur mit besonderer Genehmigung zulässig. Die erweiterten Ausmündungen über Dach sind mit festen Schutzhauben zu versehen. Die Einführung von Luftröhren in Schornsteine (ausgenommen Fabrikschornsteine) oder in Hausentlüftungsschlote ist verboten.

(Aus Ziff. 15a) Die Ableitungen sollen so geführt werden, daß sie möglichst kurz und geradlinig werden und vorzugsweise außerhalb der Gebäude liegen.

(Aus Ziff. 16) Gefälle von weniger als 1:100 sind nur mit besonderer Genehmigung und unter den von der Aufsichtsbehörde vorzuschreibenden Bedingungen für die Spülung und Zugänglichkeit der Leitungen zulässig. In der Ableitung ist gewöhnlich (bei Gefällen von weniger als 1:50 immer) eine luftdicht verschließbare Putzöffnung anzubringen, die, wenn sie unter Gelände oder Fußbodenfläche liegt, in einem wasserdichten Schacht von 100 auf 70 cm oder 90 cm Durchmesser anzuordnen ist. Schächte mit offenem Durchfluß sind nach den allgemeinen Vorschriften nur ausnahmsweise bei besonderer Genehmigung zulässig.

Die Aufnahmevorrichtungen für Brauchwässer und Fäkalien.

In baulicher Beziehung ist notwendig, daß alle Ausgußstellen, Spülaborte, Pissoire usw. in frostfreien Räumen untergebracht werden.

Über allen Eingüssen usw. der Abflußleitungen müssen Hähne der Wasserleitung angebracht werden. Zur Sicherung der letzteren gegen Verunreinigung aus den Ausgußbecken bzw. Badebehältern müssen die Mündungen der Zuflußrohre mindestens 2 cm über dem Rand derselben liegen. Nach den allgemeinen Vorschriften ist jede unmittelbare Verbindung der Wasserleitungen mit den Entwässerungsanlagen oder ihren Einrichtungen, wodurch ein Rücksaugen des Schmutzwassers oder der Luft aus diesen in die Wasserleitung möglich wäre, verboten (Anordnung von Rohrunterbrechern siehe [3]). Es ist zweckmäßig, sämtliche Ausgußstellen, Pissoire, Badewannen (auch Spülklosetts) mit Sicherheitsüberläufen zu versehen, die in den betreffenden Geruchsverschluß oberhalb des Wasserspiegels einmünden. Bei den Ausgußstellen für Küchen- und Brauchwässer begnügt man sich, trotzdem in dieselben Sinkstoffe, wie Scheuersand, Kaffeesatz usw., gelangen, mit der Anordnung von Sieben mit entsprechend kleinen Abflußöffnungen von höchstens 10 mm Durchmesser (bzw. 15 mm bei Anwendung von Kreuzstäben).



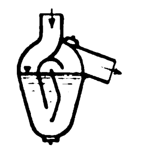
Geruchsverschlüsse.

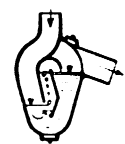
In hygienischer Hinsicht besonders wichtig ist die Vermeidung des Austritts der Kanalluft bzw. Kanalgase*) in die Wohnräume. Zu diesem Zweck sind sämtliche Einlaufstellen mit Geruchsverschlüssen, am einfachsten als Wasserverschlüsse (Siphons), zu versehen. Die letzteren sind mittels glatter U- oder S-förmig gebogener, aus Blei, Kupfer, Messing, Gußeisen Steinzeug (Zinkblech ist verboten) bestehender Röhren oder mittels fester Tauchplatten oder Kniee herzustellen. Alle übrigen (trockenen) Verschlüsse, wie Glocken, Klappen, Kugelverschlüsse usw., sind verboten.

Die Durchmesser der Geruchsverschlüsse und die Tiefe derselben sollen nach Ziff. 32 im allgemeinen betragen:

	Durchmesser mm		Tiefe mm
Für kleine Eingüsse, Pissoire, Becken u. dgl.	30	mindest.	70
„ gewöhnliche Eingüsse, Waschbecken u. dgl.	40	„	70
„ Kücheneingüsse, Wassersteine, Bäder und Massenpissoirs	50	„	70
„ Spülaborte	70—100	„	50
„ Massenspülaborte	100—125	„	50
„ Fußbodeneinläufe	50, 70 u. 100	„	70
„ Hofeinläufe	100—125	„	100

Nicht leersaugbarer Geruchverschluß System Kesselring D. R. P.


Normaler Wasserstand


Wasserstand bei eintretender Saugwirkung

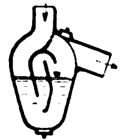

Wasserstand nach dem Aufhören der Saugwirkung

Fig. 39. (1/10—1/20 nat. Gr.)

Für die Reinigung der Geruchsverschlüsse sind diese mit leicht zugänglichen, luftdicht verschließbaren Putzöffnungen in Form von abschraubbaren Kappen zu versehen. Es ist zweckmäßig, die Geruchsverschlüsse bzw. die Ausgußstellen möglichst kurz an das Fallrohr anzuschließen, damit durch die Saugwirkung des abstürzenden Wassers im Fallrohr die Geruchsverschlüsse nicht leer gesaugt werden.

Verhindert wird letzteres z. T. zwar durch die über Dach führenden Fallleitungen; andererseits empfiehlt es sich nach Versuchen von Unna und Maniowski [4], ein bestimmtes Verhältnis zwischen den Lichtweiten der Sieböffnung des Verschlusses und der Falleitung einzuhalten. Die letzteren sollen sich verhalten wie 1 : 2 : 3. Auch soll nach den allgemeinen Vorschriften die Summe der Sieböffnungen der Einläufe (ausgenommen Spülaborte) den halben freien Querschnitt des Geruchsverschlusses nicht übersteigen.

Eine Sicherung gegen das Leersaugen der Verschlüsse gewährt die Wahl nicht absaugbarer Verschlüsse (s. Fig. 39) oder die Anordnung besonderer Hilfsentlüftungsleitungen, an welche die Scheitel sämtlicher Geruchsverschlüsse angeschlossen werden und die entweder oberhalb der

*) Die Beschaffenheit der letzteren siehe unter Kanalisation.

höchsten Einlaufstellen in das Fallrohr münden oder bis über Dach hochgeführt werden (s. Fig. 40). Durch die Hilfsluftleitungen werden größere Hausentwässerungsanlagen jedoch erheblich komplizierter.

Gegen das Austrocknen der Wasserverschlüsse bei längerer Nichtbenutzung schützt man sich durch luftdichtes Abdecken der Ausgußstellen.

Der Abschluß der Kanalluft nur durch einen Hauptsiphon am Fuß der Falleitung ist unzulässig und unzweckmäßig, weil letzterer sich sehr häufig verstopft, seine Reinigung unhygienisch ist und ferner auch die in der Falleitung haftenden Schmutzstoffe in unzulässiger Weise Fäulnisgase nach den Wohnräumen austreten lassen.

Fettfänge.

Die von Küchen- und Waschwässern in die Kanäle gelangenden Fette und Seifen können (in größeren Mengen) bei der Erstarrung einen zähen

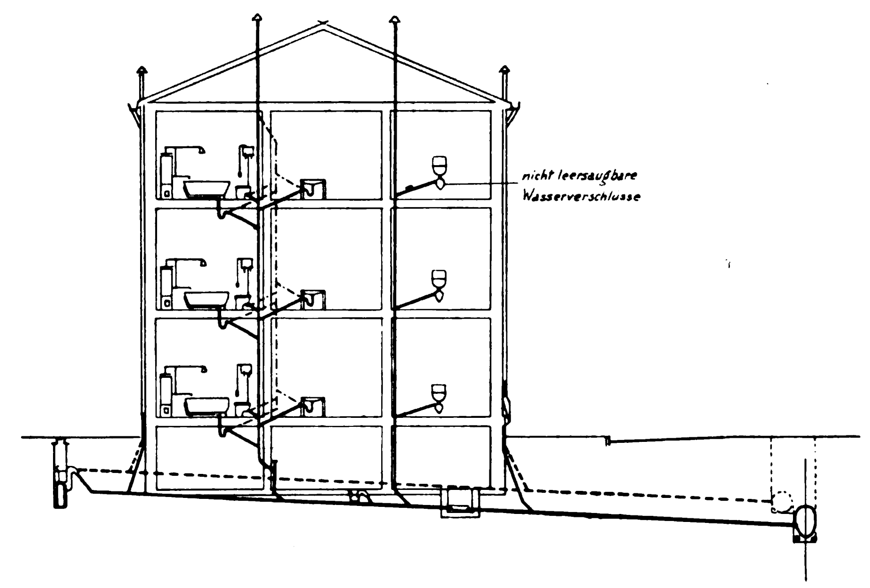


Fig. 40. Schema einer Hausentwässerung. (1/300 nat. Gr.)
———— Schmutzwasserleitungen. — — — — Regenwasserleitungen (bei Trennsystem).
—·—·—·— Hilfsluftleitungen (besser sind nicht leersaugbare Wasserverschlüsse).

Besatz an den Kanalwänden herbeiführen. Die meisten Hausentwässerungsvorschriften verlangen deshalb bei größeren Küchenbetrieben (Restaurationsküchen, Schlächtereien, Waschanstalten u. dgl.) die Einfügung besonderer Fettfänge. Diese, gewöhnlich aus Gußeisen bestehend, sollen entsprechende Kühlflächen und zugängliche Putzöffnungen sowie Entlüftungen besitzen. Für große Betriebe können gemauerte Fettfänge zugelassen werden. (Über das Fettabfangen im großen in Kläranlagen siehe unter Sedimentierungsanlagen.)

Badeeinrichtungen.

Bäder und Bidets sind ebenfalls mit Geruchsverschlüssen zu versehen. Für die Sieböffnungen der Ab- und Überläufe gilt dasselbe wie bei den

Ausgußstellen. Nach den allgemeinen Vorschriften empfiehlt es sich, Badewannen und Bidets behufs Reinigung der Baderäume wegnehmbar mit dem Bodenablauf über einer Bodenentwässerung zu gestalten.

Bodeneinläufe.

Fußbodeneinläufe innerhalb der Gebäude dürfen nur aus Gußeisen, solche im Freien auch aus Steinzeug oder Mauerwerk hergestellt werden und müssen sämtlich mit Geruchsverschlüssen versehen sein. Die Anordnung eines Sandfangs wird in den allgemeinen Bestimmungen von der Beschaffenheit und Verwendung der Bodenflächen abhängig gemacht. Bei Einleitungen im Freien (Hofsinkkasten) muß der Wasserspiegel des Sandfangs möglichst frei und mindestens 50 cm über der Sohle liegen. In bezug auf das Trennsystem schreibt Ziffer 20 Vorrichtungen (Trennrücken im Pflaster usw.) vor, „um das Schmutzwasser von den Regeneinläufen fernzuhalten und das Regenwasser nur von der durch die Aufsichtsbehörde zugelassenen Fläche in die Schmutzwasserkanäle gelangen zu lassen“.

Klosettanlagen.

Bei den Fäkalien ist mit Rücksicht auf den ungehinderten Durchgang von größeren Fäzesstoffen die Anordnung von Sieben unmöglich. Dafür

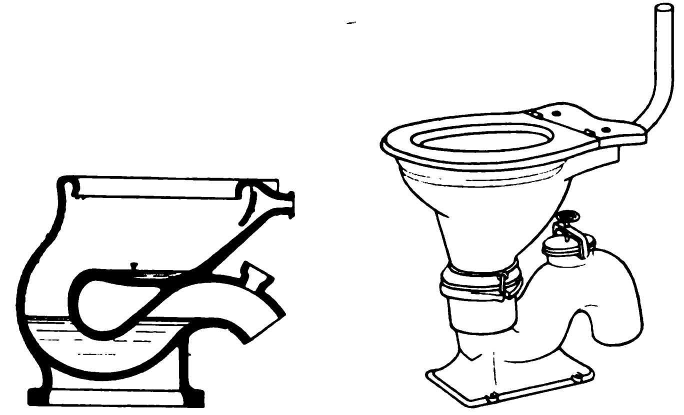


Fig. 41. Auswaschklosettbecken. Fig. 42. Niederspültrichter. (ca. 1/20 nat. Gr.)

ist jedoch in jedem Falle die Anordnung einer ausreichenden Spülungseinrichtung vorzusehen. Die Spülklosetts sollen aus einem freistehenden Becken (aus Porzellan, hellglasiertem Steinzeug oder gut emailliertem Gußeisen) mit Geruchsverschluß und einem aufklappbaren Klosettsitz bestehen.

Der Geruchsverschluß muß durch die Spülungseinrichtung stets vollständig gereinigt werden können, zu diesem Zweck eignen sich nur bogenförmig gestaltete Verschlußformen; für den Durchgang größerer Fäzes sind 70 mm Lichtweite des Verschlusses erforderlich. Mehr ist nicht zweckmäßig mit Rücksicht auf die damit verbundene Schwächung der Spülwirkung und andererseits mit Rücksicht auf ein eventuelles mißbräuchliches Einwerfen von Gegenständen. Die Tiefe der Geruchsverschlüsse wird gewöhnlich zu 50 bis 70 mm vorgeschrieben. Die Abflußöffnung des Beckens muß sichtbar liegen, damit die Verbindung mit dem Fallrohr

jederzeit besichtigt und die Dichtung erforderlichenfalls leicht nachgebessert werden kann (s. Fig. 41 u. 42). Der Anschluß ist möglichst unmittelbar an das Fallrohr zu bewirken. Bei den Klosetts unterscheidet man hauptsächlich zwei Formen, das flachere Klosettbecken, auch Auswaschbecken (Fig. 41) und den Niederspültrichter (Fig. 42). Die erste Form ist in hygienischer Hinsicht insofern zweckmäßiger, als die Auswurfstoffe besichtigt werden können (Prüfung auf Verdauungsstörungen usw.). Meist läßt auch diese Form eine kräftigere Spülung erreichen.

Die Klosettspülung erfolgt am einfachsten mittels des Klosettspülkastens von 8 bis 12 l Inhalt, der, ca. 2 m über dem Klosett angebracht, mit einer Falleitung (von gewöhnlich 1″ l. W.) an das Klosett angeschlossen wird. Die Füllung erfolgt aus der Wasserleitung selbsttätig mittels Schwimmerverschlusses. Die Entleerung wird bewirkt durch einen Heberverschluß, der mittels Zugkette durch Anhebung des Glockenverschlusses in Tätigkeit gesetzt wird. Spülklosetts der genannten Art liefern eine Spülmenge von ca. 1,2 secl. Die Spüldauer beträgt entsprechend dem Spülbehälterinhalt 6 bis 10 Sekunden. Bei höherem Wasserleitungsdruck ist es auch möglich, mit einfachen Spülhähnen (in Verbindung mit Rohrunterbrechern in mindestens 20 cm Höhe, besser mehr (vgl. [5]), über dem Klosettsitz) den Wasserleitungsdruck für die Spülung auszunutzen und mit geringerer Spülmenge von 5 bis 8 l einen bisweilen günstigeren Spüleffekt zu erreichen. Praktisch sind bei mindestens ³/₄″ l. W. und genügendem Druck auch automatische Klosettspülhähne, die nach der Öffnung (von Hand) und nach Ausfluß einer bestimmten Spülmenge von selbst wieder langsam abschließen (sogen. „Flussometer" von Moß, Butzke, Forster usw.). Bei geringer Lichtweite des Spülrohrs kann der Leitungsdruck durch Verwendung der „Windkesselspüler" ausgenutzt werden. Nach Öffnung der Wasserleitung füllt sich der „Windkessel" bis zum Druckausgleich. Nach selbsttätigem Verschluß der Wasserleitung wird der Behälterinhalt unter dem Druck der zusammengepreßten Luft in das Klosettbecken gedrückt und erzeugt auf diese Weise eine energische Spülung.

Zweckmäßig für eine günstige Spülwirkung ist eine runde Siphonführung (s. Fig. 41); andernfalls wird die Spülwirkung durch den Aufprall des Wassers auf die Wand des Klosetts und den dadurch entstehenden Rückstau geschwächt.

Massenspülaborte für größere Anstalten (Fabriken, Kasernen, Schulen usw.) bedürfen nach den Vorschriften der besonderen Genehmigung der Detailkonstruktion für jeden einzelnen Fall. Sie müssen mit einer entsprechenden kräftigeren Spüleinrichtung zur raschen Entfernung der Fäzesstoffe versehen sein.

Für Pissoirbecken werden Spülränder und Sicherheitsüberläufe, außerdem ebenfalls ein Geruchsverschluß vorgeschrieben.

In hygienisch-ästhetischer Hinsicht ist darauf hinzuweisen, daß die Klosetträume in bezug auf sonstige Ausstattung und Bemessung nicht stiefmütterlich behandelt werden.

Rückstauverhältnisse.

Wo zeitweilig Rückstau aus den Kanälen in die Leitungen der Grundstücke zu befürchten ist, wird allgemein vorgeschrieben, daß die betreffenden Leitungen sowohl mit einem von Hand beweglichen als auch mit einem selbsttätigen Verschluß zu versehen sind. Die Ableitungsanlage ist alsdann so zu treffen, daß die über der Rückstauhöhe gelegenen Einläufe, Aborte usw. jederzeit freie Vorflut haben. Bei tiefliegendem Keller usw. muß die Entwässerung im Bedarfsfalle durch künstliche Hebung des Abwassers bewirkt werden.

Die Regenwasserableitung.

Nach Ziffer 15 der eingangs erwähnten Vorschriften sind die Regenfallrohre senkrecht außerhalb der Gebäude unmittelbar in die Ableitung in das Straßensiel zu führen. Die freie Ausmündung von Regenrohren kleinerer Dachflächen kann nach den Höfen oder nach an der Straße gelegenen Vorgärten erfolgen, falls an der betreffenden Stelle kein Verkehr stattfindet. (Beim Trennsystem empfiehlt es sich erfahrungsgemäß, in dieser Hinsicht nicht zu streng zu sein.) In die Regenfallrohre darf kein Schmutzwasser eingeführt werden, umgekehrt darf nach Ziffer 15b in die innerhalb der Gebäude liegenden Fallrohre für Schmutzwässer, abgesehen von den Abflüssen kleiner Balkone usw., kein Niederschlagswasser eingeleitet werden. Sämtliche direkt angeschlossenen Regenfallrohre sind zur Lüftung der Straßenkanäle ohne Geruchsverschluß über Dach zu führen.

Der Anschluß von Grundwasser (Drainagen) an die Entwässerungsanlagen ist nur mit besonderer Genehmigung unter Verwendung solcher Einrichtungen gestattet, die Sicherheit bieten gegen Versagen des Geruchsverschlusses und gegen Rückstau des Sielwassers in den Boden.

Die Einführung des Grundwassers in die Kanäle ist nicht immer erforderlich; es genügt vielfach, demselben durch Sickeranlagen in den Baugruben Abflußwege zu schaffen.

Gesichtspunkte für die hygienische Prüfung:

Für die hygienische Prüfung ergibt sich die Kontrolle der einzelnen Anlageteile beim Bau. Zweckmäßig sind auch periodische Kontrollen während des Betriebes der Anlage.

Untersuchung auf gute Abdichtung der Rohrleitungen durch die Probe mit Rauch, der unter Druck eingeblasen wird, ferner auch mit brennbarem Gas oder mit stark riechenden Substanzen, die in die vorher verschlossene Leitungsanlage eingeführt werden.

Wo möglich auch Abpressen mittels Druckwassers.

Untersuchung der Geruchsverschlüsse auf Leersaugbarkeit bei stärkerer Benutzung der betreffenden Falleitung.

Literatur zu IIIb:

1) Verband deutscher Architekten und Ingenieurvereine. Vorschriften für Herstellung und Betrieb von Grundstücksentwässerungen. Verlag der Deutschen Bauzeitung. Berlin 1908.
2) Frühling, Handbuch der Ingenieur-Wissenschaft. III. Teil, 1903, Bd. IV.
3) Städtische Polizeiverwaltung Berlin. Abt. II für Grundstücksbe- und -entwässerung. Erläuterungen zur Polizeiverordnung vom 30. Januar 1906, Berlin 1908. Polizeiverordnung vom 26. Oktober 1910.
4) Unna und Maniowski, Gesundheits-Ingenieur 1898. Nr. 4 u. 5.
5) Grimm, Über das Wandern von Bakterien an feuchten Wänden, besonders an Rohrwandungen. Mitteil. a. d. Königl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1910, Heft 13, S. 80.

IV. Zentrale Entwässerungen.

Regenableitung.

Eine vollständige Entwässerung umfaßt außer den eigentlichen Schmutzwässern auch die Ableitung und gegebenenfalls auch die Behandlung der Regenwässer. Die Regenwasserableitung verlangt sogar, da die stärkeren Nieder-



schläge in der Zeiteinheit des Abflusses die Schmutzwassermengen um ein erhebliches Vielfaches (ca. 50—100 faches) übersteigen, einen ungleich größeren baulichen Aufwand. Für die Regenableitung kommt nicht nur das eigentliche bereits bebaute Entwässerungsgebiet in Betracht, sondern man muß auch für die Weiterführung der von außen dem Entwässerungsgebiet zufließenden und durch dasselbe ihren Abfluß findenden Regenwässer Sorge tragen, d. h. man muß das gesamte Niederschlagsgebiet innerhalb der dem eigentlichen bebauten Entwässerungsgebiet zunächst gelegenen natürlichen Wasserscheiden berücksichtigen. Die Hauptmenge der Niederschlagswässer fließt in den vorhandenen natürlichen Vorflutgerinnen (Bach, Flußlauf) ab. Für diejenigen natürlichen offenen Abflußgerinne, die innerhalb des bebauten Entwässerungsgebietes als solche nicht fortbestehen können, sind Überdeckungen oder gegeschlossene Kanalführungen bis zur offenen Vorflut zu schaffen.

Für die Bemessung der Regenkanäle kommt in Betracht die Intensität der größeren Niederschläge (Sturzregen). Die Ermittlung der Intensität erfolgt bei größeren Entwässerungsgebieten durch Regenschreiber, das sind selbstregistrierende Instrumente, die sowohl die Regenmenge als auch die Regendauer (s. Fig. 43) aufzeichnen. Bei kleineren Entwässerungsgebieten begnügt man sich mit einer Übertragung der Messungen aus der nächst größeren Beobachtungsstation mit ähnlichen örtlichen Verhältnissen.

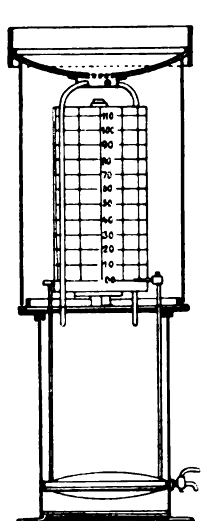


Fig. 43. Regenschreiber. (1/5 nat. Gr.)

Die allergrößten Niederschläge zu berücksichtigen, würde zu übermäßig großen Profilen führen und damit zu erheblichen Kostenaufwand bedingen. **Man berücksichtigt deshalb in der Praxis nur die häufigeren größeren Niederschläge und nimmt die Nachteile von Überschwemmungen durch solche Niederschläge, die im Jahr nur einmal (bei kleineren Städten zwei- bis dreimal) einzutreten pflegen und gewöhnlich nur von sehr kurzer Dauer sind, mit in Kauf** (vgl. Heydt [1]).

Der ungefähre Zusammenhang zwischen Regendauer und -intensität (Regenkurve) ist für einen bestimmten Ort nach den Aufzeichnungen der oben erwähnten selbstregistrierenden Regenschreiber zu bestimmen.

Für die Lichtweitenbemessung der Kanäle sind die eigentlichen Abflußmengen zu berücksichtigen. Je nach der Beschaffenheit, Durchlässigkeit und Neigung der Auffallfläche wird ein geringerer oder größerer Teil des Gesamtniederschlags durch Versickerung bzw. Verdunstung zurückgehalten. Am sichersten erfolgt die Bestimmung dieser Verhältnisse durch direkten Versuch (registrierte Messung der Abflußmenge aus dem betreffenden Niederschlagsgebiet im Vergleich zu den Aufzeichnungen des Regenschreibers) in demjenigen Teil des Gesamtniederschlagsgebiets, welcher ungefähr die definitiven Bebauungsverhältnisse aufweist. Nachfolgende Tabelle von Frühling [2] gibt einige Anhaltspunkte über den Umfang der Versickerung und Verdunstung bei verschiedener Beschaffenheit der Geländeoberfläche und verschiedener Art der Bebauung.

	Abflußmenge im Verhältnis zur Gesamtregenmenge
1. Für den alten dicht bebauten Kern der Städte . .	0,7—0,9
2. Für die anschließenden Viertel, sowie für die Stadtteile mit geschlossener Bebauung	0,5—0,7

	Abflußmenge im Verhältnis zur Gesamtregenmenge
3. Für Villenviertel und landläufige Bebauung . . .	0,25—0,5
4. Für Übungsplätze, die unbebauten Flächen der Bahnhöfe u. dgl.	0,1 —0,3
5. Für Anlagen, Gartenflächen, sowie für die nach dem Stadtgebiet entwässernden Wiesen und Äcker, je nach Gefälle und Bodenbeschaffenheit	0,05—0,2
6. Für die nach dem Stadtgebiet entwässernden Waldflächen	0,01—0,1

An der Hand der Regenkurve und der Abflußwerte (Versickerungskoeffizienten) wird die für eine bestimmte Kanalstrecke erforderliche größte Leistungsfähigkeit ermittelt, wobei, wie oben erwähnt, nach den örtlichen Verhältnissen zu entscheiden ist, bis zu welcher Grenze man Überschwemmungen (nach Dauer und Stärke) in Kauf nehmen will.

Als ungefähre Grenzwerte für angenäherte Berechnungen können durchschnittliche sekundliche Abflußmengen von 20—30 sec/l pro ha für ebenes Baugebiet bis größte Abflußmengen von 100—120 sec/l pro ha bei vorwiegend befestigter Auffallfläche, beträchtlicher Geländeneigung und dichter Bebauung angenommen werden.

Für die größten Sturzregen, insbesondere aus größeren Gebieten, empfiehlt sich die Anlage von möglichst großen Aufhalteteichen (gewöhnliche Erdbecken), um das Regenkanalnetz nicht übermäßig groß bemessen zu müssen.

Bei geeigneten Bodenverhältnissen sind auch Regenversickerungsanlagen zweckmäßig (wie z. B. in Schmargendorf b. Berlin).

Abwassermengen.

Die Menge der abzuführenden Schmutzwässer ist gegeben durch den Wasserverbrauch zur Zeit des größten Stundenbedarfs. Der letztere wird gewöhnlich mit 10 Proz. des Tagesverbrauchs ausreichend bemessen. Der Wasserverbrauch ist meist bereits bekannt. Sofern keine Wasserleitung besteht, kann als Anhaltspunkt der Wasserverbrauch einer Nachbarstadt mit ähnlichen Verhältnissen dienen. Zu berücksichtigen ist jedoch, daß der Wasserverbrauch nach Einführung von Spülklosetts um 25 Proz. und mehr zunehmen kann; in gleichem Umfang erhöht sich die Abwassermenge, wenn die Fäkalien angeschlossen werden. Die Abwasserproduktion hängt von den Bevölkerungsverhältnissen ab; im allgemeinen dürfte die Berücksichtigung von 100 Liter Wasser pro Kopf und Tag nach den Erfahrungen in den meisten Städten ausreichen, wobei die Wassermengen gewerblicher Betriebe mit stärkerem Wasserverbrauch für sich zu ermitteln und zu berücksichtigen sind (s. oben S. 165 und 167).

Die von den einzelnen Kanälen aufzunehmenden größten sekundlichen Abwassermengen richten sich ferner noch nach der Bevölkerungsdichtigkeit, die direkt durch Zählungsunterlagen ermittelt wird und ungefähr folgende Zahlen erreicht:

1. Innere ältere, dicht bebaute Stadtteile, je nach der Anzahl der Stockwerke	400—600	Einw. pro ha.
2. Gewöhnliche geschlossene Bebauung	300—400	„ „ „.
3. Offene Bauweise	200—300	„ „ „.
4. Villenviertel	100—200	„ „ „.



Aus der Bevölkerungsdichtigkeit und der ermittelten Abflußmenge pro ha zur Zeit des größten Stundenbedarfs wird die von den betreffenden Flächen abzuführende Maximalabwassermenge bestimmt. Pro 100 Einwohner/ha und 100 Liter tägliche Abwassermenge erhält man als sekundlichen Maximalabfluß $\frac{100 \times 100}{10 \times 3600} = 0{,}28$ sec/l pro ha.

Die Geländeflächen werden aus Lageplänen in geeignetem Maßstabe bestimmt und die auf die entlang führenden Kanalstrecken entfallenden Schmutz- und Regenwassermengen eingetragen. Für die Projektierung der Kanäle ist nach Ermittlung der Regen- und Abwassermengen zunächst die Systemfrage zu entscheiden. Man kann 3 Hauptsysteme unterscheiden:

1. Das Mischsystem, die gemeinschaftliche Abführung von Schmutz- und Regenwässern.

2. Das reine Trennsystem, die vollständig getrennte Abführung der Schmutz- und Regenwässer.

3. Das Trennsystem mit beschränkter Regenaufnahme.

Das Mischsystem.

Die älteste Art der Schmutzwasserableitung ist das Mischsystem, welches der geschichtlichen Entwicklung der Kanalisation (s. S. 154) entspricht.

Vorteile des Mischsystems: Die Gesamtanlage ist an sich einfacher, weil nur ein Kanalnetz nötig ist. Für die Hausanschlüsse ist nur eine Hauptgrundleitung nach dem Straßenkanal erforderlich. Die Straßenreinigung ist wesentlich erleichtert, weil sämtliche Straßenabschwemmungen durch die Straßeneinläufe in die Kanäle abgelassen werden können. Große Schneemassen im Winter lassen sich beim Mischsystem leichter entfernen bzw. abschwemmen.

Die Reinhaltung der Kanäle ist eine wesentlich einfachere, da Schmutzablagerungen in denselben bei Regenfällen wieder abgeschwemmt werden. Die größeren Kanallichtweiten gestatten ein leichteres Arbeiten in den Kanälen; undichte Stellen sind leichter aufzufinden und zu reparieren.

Nachteile des Mischsystems sind höhere Baukosten, die bei Neuanlagen auf einmal fällig sind. Liegt die Ausmündungsstelle in den Vorfluter weit ab von der Stadt, so wird der Hauptkanal bis dorthin, weil er für den Transport der großen Regenwassermengen bemessen werden muß, sehr groß und deshalb teuer. Die Unmöglichkeit, aus größeren Gebieten sämtliches Regenwasser (bei 100 ha Größe z. B. bereits 2 und mehr cbm pro Sekunde) bis zum Endpunkt der Kanalisation weiter zu transportieren, zwingt zur Anlage von Entlastungen (Notauslässen) an hierzu geeigneten, vom Vorfluter nicht zu weit entfernten Punkten. Durch die Notauslässe wird bei Regen der weitaus größte Teil des Kanalinhalts meist ungereinigt der Vorflut übergeben (siehe unter Notauslässe). Selbst wenn die Entlastung erst bei einer vielfachen Trockenwetterabflußmenge erfolgt, stellen die an und für sich notwendigen Notauslässe doch recht unerwünschte Anlagen dar, da sie den Austritt von Fäkalien und sonstigen festen Schwimmstoffen in die Vorflut gestatten oder zur Vermeidung von Mißständen in der Vorflut komplizierte Notauslaßkläranlagen nötig machen (s. S. 196).



Durch seine Vermischung mit dem Schmutzwasser kann das Regenwasser insbesondere zu Epidemiezeiten eine in hygienischer Hinsicht weit bedenklichere Beschaffenheit annehmen als die gewöhnlichen Straßenabschwemmungen. Ist kein natürliches Gefälle nach der Vorflut vorhanden, so werden die Anlagekosten der künstlichen Förderungsanlagen hohe; der Betrieb wird kompliziert und schwierig. Bei einer zum Schluß erforderlichen weitgehenden Reinigung der Gesamtabwässer wird durch die beträchtlich größeren und in ihrem Zufluß stark wechselnden Kanalwassermengen des Mischsystems der Betrieb der Reinigungsanlage erschwert und bisweilen fast unmöglich gemacht.

Typische Anwendung des Mischsystems: Großstädtische Bebauung, lebhafter Straßenverkehr und deshalb erhebliche Verschmutzungen der Straßen. enge Straßen; Fehlen einer geeigneten Vorflut für die Regenwässer überhaupt. Ist der Transportweg für die Regenwässer nicht erheblich kürzer als der der Schmutzwässer, so stellt sich die gemeinschaftliche Ableitung gewöhnlich billiger.

Das reine Trennsystem.

Dasselbe eignet sich insbesondere für kleinere und mittlere Städte, namentlich wenn es leistungsschwache Gemeinden sind, da die Gesamtanlagekosten nicht in so kurzer Zeit wie beim Mischsystem aufzuwenden sind; die Finanzierung ist also eine wesentlich leichtere. Gewöhnlich handelt es sich darum, in erster Linie die eigentlichen Schmutzwässer (Brauchwässer und Fäkalien) aus dem Wohnbereich zu entfernen. Die Regenwasserableitung, für welche bereits bestehende (wegen ihrer gewöhnlich geringen Tieflage beim Mischsystem meist nicht weiter verwendbare) Anlagen nach einiger Instandsetzung vielfach beibehalten werden können, kann für sich behandelt und ihre Ausführung auf einen größeren Zeitraum verteilt werden.

Ist künstliche Hebung oder eine weitgehende Reinigung der gesamten Abwässer notwendig, so eignet sich das Trennsystem wegen seiner gleichmäßigen und hauptsächlich geringeren Abwassermenge besser. Das Trennsystem ist vielfach in der baulichen Anlage billiger.

Über die Zweckmäßigkeit des Trennsystems zur Entwässerung gewerblicher Anlagen siehe S. 295 u. f.

Nachteilig ist beim Trennsystem das doppelte Kanalnetz, das sich im Betrieb infolge der vermehrten Kanalreinigung teurer stellt als beim Mischsystem.

Ein weiterer Nachteil sind die doppelten Hausanschlüsse. Man hilft sich zwar, wie oben erwähnt wurde, in der Weise, daß man die Regenwässer in einem Einlauf im Hof des Grundstücks sammelt und sie von hier aus nur mit einer Regenleitung nach dem Straßenkanal führt (s. Fig. 40) Das reine Trennsystem ist nicht überall anwendbar, z. B. in Gebieten mit tiefliegenden Höfen, wo das Gefälle nach den Regenkanälen der Straße fehlt.

Die Reinhaltung der Straßen erfordert mehr Sorgfalt, wenn die Straßenabschwemmungen keinen ungünstigen Einfluß auf den Vorfluter ausüben sollen. Straßenwaschwässer u. dgl. sind in die Schmutzwasserkanäle einzuleiten. Beim Trennsystem werden in den Anfangsstrecken der Entwässerungsgebiete gewöhnlich die Straßenrinnen für die Ableitung der Regenwässer beibehalten. Im Winter ergibt sich wiederum hieraus der Nachteil der Eisbildung. Die Vorteile (hauptsächlich der finanzielle) sind jedoch

vielfach überwiegend; infolgedessen hat das Trennsystem weite Verbreitung gefunden und kommt neuerdings, bei kleineren Städten insbesondere, sehr häufig zur Anwendung. Ein Verzeichnis der nach dem Trennsystem entwässerten Städte gibt Salomon [3].

Über die Beurteilung des Trennsystems vgl. auch Günther, Hofer, Roechling [4], sowie Bredtschneider [5].

Das Trennsystem mit beschränkter Regenaufnahme

gestattet auch strengeren hygienischen Anforderungen voll gerecht zu werden, da bei demselben (zur Verbesserung der Regenabflüsse) sämtliche schmutzigeren Abschwemmungen (aus entsprechenden Straßen, Plätzen und Höfen) abgetrennt und in die Schmutzwasserkanäle eingeführt werden können. Dieses System erleichtert die Entwässerung tiefer Höfe durch ihren Anschluß an die Schmutzwasserkanäle. Voraussetzung ist jedoch, daß die Anzahl solcher Höfe nicht allzu groß ist. Diese Variante des Trennsystems ist die häufigere Form, in welcher dasselbe in der Praxis Anwendung gefunden hat.

Typische Fälle für die Anwendung des Trennsystems sind Stadtgebiete mit günstig gelegenen natürlichen Vorflutern, welchen die Regenwässer auf kürzestem Wege zugeführt werden können, z. B. langgestreckte Städte in Flußtälern und an steileren Talhängen (z. B. Barmen), außerdem Städte mit bereits bestehenden brauchbaren Regenentwässerungsanlagen.

Profilformen.

Die gebräuchlichste Profilform ist der Kreis. Ebenfalls sehr gebräuchlich sind elliptische und eiförmige Profile vom Achsenverhältnis 3:2. Man unterscheidet überhöhte und gedrückte Profile, je nachdem die Profilhöhe größer oder kleiner als die Profilbreite ist.

Das Kreisprofil hat den Vorteil, daß es bei gleichem Umfang den größten Querschnitt gegenüber den übrigen Profilen besitzt.

Überhöhte Profile sind im Verhältnis tragfähiger, verlangen geringere Baugrubenbreite, sind bequemer begehbar und besitzen bei gleicher Wassermenge eine größere Schwimmtiefe.

Gedrückte Profile werden durch örtliche Verhältnisse (geringe Überdeckung usw.) bedingt, z. B. bei Notauslässen, ferner bei felsigem Untergrund oder hohem Grundwasserstand.

Bei Schmutzwasserkanälen, insbesondere von großer Profilbreite, ist darauf zu achten, daß der Trockenwetterabfluß möglichst zusammengehalten wird (Anordnung besonderer schmaler Niederwasserrinnen auf der Profilsohle).

Material der Kanäle.

1. Zementbetonkanäle (Zementröhren und Betonprofile) eignen sich sowohl für Regenwasser als auch für Schmutzwasserkanäle. In letzterem Falle muß jedoch, da die Schmutzwässer den ungeschützten Zement angreifen, mindestens die Sohle durch säurefestes Material (Steinzeugplatten) geschützt werden. Das letztere empfiehlt sich auch bei Regenkanälen mit größerem Gefälle als 7—8 Proz. gegen das Ausschleifen der Sohle durch mitgeführte Sandmengen. Für alle unbekleideten Zementflächen (insbesondere im Innern der Kanäle) empfiehlt sich Asphaltanstrich. Kleinere und mittlere Profile werden aus fertigen Röhren bzw. aus fertigen Einzelteilen, größere Profile werden in der Baugrube hergestellt.

Die Dichtung der aneinander gestoßenen Zementringe erfolgt mit Nutenrändern, die mittels Zementmörtel verschlossen werden.

2. Gut glasiertes Steinzeug bildet das beste Kanalbaumaterial, da es säurefest und zugleich widerstandsfähig ist. Steinzeugrohrkanäle werden mit rundem, eiförmigem oder elliptischem Querschnitt bis zu 1 m Profilhöhe angewendet. Die Dichtung erfolgt als Muffendichtung. Die gefällaufwärts gerichteten Muffen werden mittels Teerstricke im Stoß verschlossen, worauf alsdann mittels Gießring oder Lettenwulst das Vergießen der



Muffen mit Röhrenkitt, einer Masse aus Goudron und Asphaltmastix mit Teerzumischung, erfolgt. Teer wird dann zugegeben, wenn das Dichtungsmaterial zu spröde ist.

Um ein gutes Haften des Röhrenkitts am Steinzeug zu erreichen, empfiehlt Fried (Barmen), die betreffenden Muffenflächen und Rohrenden mit heißer Harzlösung vorher zu streichen. Derartig sorgfältig abgedichtete Steinzeugkanäle vermögen bei nicht zu großer Lichtweite eine Pressung von 2—3 Atm. auszuhalten. Die Verdichtung sollte nur bei trockenem Wetter vorgenommen werden.

Sowohl Steinzeug- als auch Zementröhren sind in eine Bettung von Kies und Sand fest auflagernd einzubringen, da sie sonst bei der Bodenüberfüllung in der Baugrube zusammengedrückt werden können. Bei größeren Profilen, etwa 300—400 mm aufwärts, empfiehlt es sich, die Tragkraft der Röhren durch Umbetonierung zu vergrößern.

3. Eisenröhren aus gut asphaltiertem Guß- und Schmiedeeisen werden erforderlich für Leitungen mit größerem Gefälle als 8 Proz., weil diese Leitungen (beim event. Vollaufen) leicht unter Druck geraten können, ferner bei schlechten Bodenverhältnissen, bei schwierigen Bauten, Unterführungen, Dückerungen u. dgl.

4. Profile aus Mauerwerk werden hauptsächlich für größere Kanalabmessungen verwandt. Für das Mauerwerk eignet sich nur gutgesintertes Hartbrandmaterial mit möglichst geringem Wasseraufnahmevermögen. Neben Steinzeug bildet das Mauerwerk das geeignetste Kanalbaumaterial.

Als Mörtel wird meist nur reiner Zementsandmörtel verwandt, um dichtschließende Fugen zu erhalten. Kalkzumischungen zum Mörtel können infolge der Einwirkung der im Abwasser enthaltenen Kohlensäure nachteilig wirken. Bei Kanälen, die viel gewerbliche Abwässer aufzunehmen haben, sind die Fugen auf der Kanalinnenwand mit säurefestem Material (Asphalt, Teerletten oder dergl.) zu füllen.

Profilbemessung. Kanäle.

Die Schmutz- und Regenwassermengen werden, wie oben erwähnt, bestimmt. Aus den Terrainaufnahmen erhält man die jeweiligen Straßengefälle, welchen die Gefälle der Kanäle wenigstens in der Hauptsache anzupassen sind. Mit Hilfe dieser Gefälle können alsdann aus den bekannten Formeln für die Wasserbewegung in offenen Gerinnen oder Röhren die erforderlichen Profilweiten usw. bestimmt werden. Sehr gebräuchlich ist die sogenannte einfache Kuttersche Formel (vgl. Weyrauch [6]):

$$Q = F \cdot v,$$

$$v = k \sqrt{\frac{F}{p} \cdot \alpha},$$

$$k = \frac{100 \sqrt{\frac{F}{p}}}{m + \sqrt{\frac{F}{p}}},$$

worin bedeuten: F Wasserquerschnittsfläche, p benetzter Umfang, α Gefälle pro Längeneinheit, v Geschwindigkeit/sec, Q Wassermenge/sec, m empirischer Koeffizient = 0,25 für relativ reine Kanalwände, = 0,35 für rauhere (beschlagene) Kanalwände.

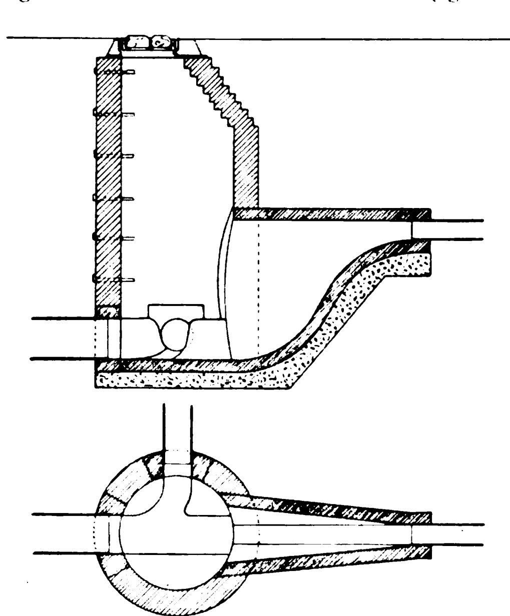


Fig. 41. Einsteigschacht (mit Absturzkonstruktion für den einen Zuflußkanal). (ca. 1/100 nat. Gr.)

Zu berücksichtigen ist, daß die größte Wassergeschwindigkeit nicht mehr als 3—4 m und die geringste Geschwindigkeit nicht weniger als 60—70 cm (nur in Ausnahmefällen bei reichlicher Spülung weniger) beträgt. Zur Vermeidung allzu großer Geschwindigkeiten müssen die Kanäle bisweilen geringere Gefälle als die Straßen erhalten; die Differenzen werden durch Abtreppung (Abstürze) ausgeglichen (s. Fig. 44).

Bei allen Kanälen ist zur Vermeidung von Rückstau in die Hausanschlüsse zu beachten, daß der Wasserspiegel gewöhnlich nicht über Kanalscheitel ansteigen kann. Die Lichtweiten sollen sich fortlaufend vergrößern; auf eine bestimmte Lichtweite soll (mit Ausnahme hinter Notauslässen) keine kleinere Lichtweite mehr im Kanalzug folgen.

Jeder Entwässerungsstrang soll im allgemeinen imstande sein, die ihm von den vorhergehenden Kanälen zugeführten Wassermengen weiter zu transportieren.

Allgemeine Anordnung der Kanäle.

Die einzelnen Kanalstrecken sind möglichst geradlinig auszuführen; bei kleineren nicht begeh- oder beschlupfbaren Kanälen ist dies absolut erforderlich. In sämtlichen Bruchpunkten der Trace, sowie im Gefälle sind Zugangsschächte anzuordnen; ebenso sind gerade Strecken für die Zwecke der Reinigung in Abständen von 40—60 m (je nach der Größe des Profils) mit Zugangsschächten zu versehen.

Beschlupfbar sind Kanäle noch bis zu 90 cm Profilhöhe, begehbar von 1,50 m Profilhöhe an. Für die Reinigung kleiner Rohrkanäle ist es zweckmäßig, die Schachtstrecken in der Mitte mit Revisionsöffnungen (Ventilations- und Lampenlöchern) mittels senkrecht auf das Kanalprofil aufgesetzter Röhren zu versehen. Bei nur beschlupfbaren Kanälen empfiehlt es sich, an diesen Punkten Ruhekammern anzuordnen durch Überhöhung des Profils auf Stehhöhe (1,80 m).

Die Tieflage der Schmutzwasserkanäle richtet sich nach den tiefstgelegenen, noch zu entwässernden Punkten (meist Kellersohlen), sofern eine Entwässerung derselben nach Art ihrer Benutzung erforderlich wird. Bei ausnahmsweise tiefgelegenen Entwässerungspunkten hilft man sich durch Anordnung von Pumpen (gewöhnlich Wasserstrahlpumpen u. dgl.). Im allgemeinen sollen Schmutzwasserkanäle nicht unter 2,5 m Tiefenlage der Sohle erhalten. Ausnahmen sind von Fall zu Fall zu beurteilen.

Die Tieflage der Regenkanäle kann gewöhnlich geringer angenommen werden; sie richtet sich nach den oben erwähnten tiefsten Höfen.

Bauliche Einzelheiten.

Einsteigschächte sind gemauerte, betonierte oder aus einzeln aufeinander gesetzten Zementringen bestehende, meist runde Schächte von etwa 1 m Durchmesser, die, wie oben erwähnt, in 40—60 m Abstand anzuordnen sind. Die Schachtabdeckungen aus Gußeisen müssen mit Deckeln versehen werden, die schwer genug sind, daß sie bei der Belastung mit großen Radlasten nicht durchbrechen (s. Fig. 44). Im allgemeinen werden die Schachtabdeckungen mit Öffnungen hergestellt (zwecks Vermeidung von Luftpressungen usw. und für die Frischluftzuführung); es begegnet jedoch keinen Bedenken, einzelne, nahe am Bürgersteig oder an Promenadenplätzen gelegene Schachtabdeckungen (nicht zu steiler Straßen) geschlossen zu halten, um die, insbesondere bei Windstille (vgl. [5]) bemerkbaren Kanalausdünstungen zu vermeiden.

Für die Kanalreinigung sind Bankette zum Stehen bzw. Knien anzuordnen, die mittels Steigeisen an der Schachtwand erreichbar sind. Es empfiehlt sich, die Oberfläche der Bankette über den Kanalscheitel zu legen, bei größeren Profilen wenigstens über Spiegelhöhe des Trockenwetterabflusses, um Schmutzablagerungen (zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen) auf den Banketten zu verhindern. Die ältere Anordnung der Schachtsohlen

als Schlammfänge ist schlecht und zu vermeiden, wie überhaupt jedes Abfangen von Schlamm innerhalb der Kanäle untunlich ist.

Straßensinkkästen.

Zur Aufnahme des Meteorwassers von Straßen dienen Straßeneinläufe bzw. Sinkkästen (s. Fig. 45 u. 45a) aus Zement- oder Steinzeugröhren oder Mauerwerk. Ein in die Straßenrinne eingepaßter gußeiserner Aufsatz mit durchbrochenem Deckel dient als Einlaßöffnung. In steileren Straßen wird die Einlaßöffnung zweckmäßig durch weitere Einlauföffnungen in der Bordschwelle vergrößert.

Der Wasserspiegel ist mit Rücksicht auf Frost mindestens 1 m, besser 1,20—1,30 m tief anzulegen. Der Verschluß gegen den Kanal zur Ver-

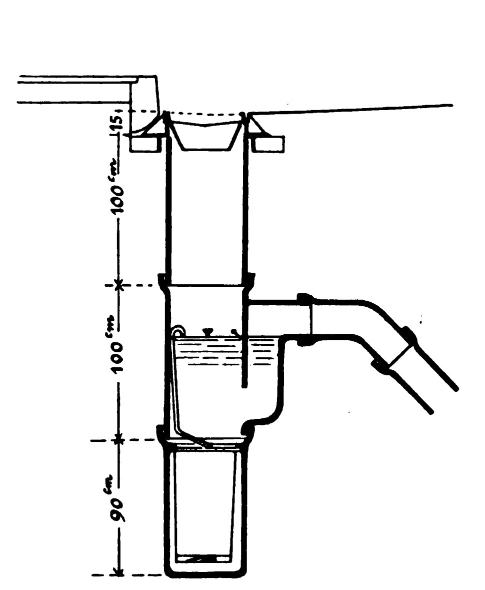


Fig. 45. Straßensinkkasten System Geiger. (1/50 nat. Gr.)

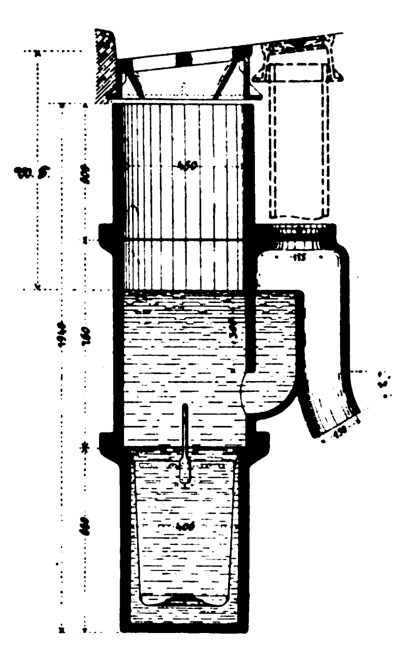


Fig. 45a. Straßensinkkasten System Dietl. (ca. 1/30 nat. Gr.)

meidung von Belästigungen der Passanten durch Kanalausdünstungen wird durch Siphons gebildet (Fig. 45, Straßensinkkasten System Geiger und Fig. 45a, System Dietl). Das Entleeren des herausnehmbaren, schmiedeisernen verzinkten Eimers erfolgt durch Aufziehen desselben mittels einer an den für die Schlammabfuhr eingerichteten, verschlossenen eisernen Schlammwagen angebrachten Aufzugswinde.

Die Sinkkästen dienen nur dazu, schwerere Sinkstoffe, wie Sand, Steine usw. vom Kanal fernzuhalten. Unvermeidlich gelangt aber auch Schlamm aus Straßenkehricht, Laub usw. zum Absatz; es empfiehlt sich deshalb, den Inhalt des Eimers vor der Entleerung durch Einführung von Druckwasser aus dem nächstgelegenen Hydranten zu waschen. Den flüssigen Schlamminhalt mit zu entleereen und abzufahren, ist unhygienisch und unrationell. Sinkkästen mit einmontierter Spülung (z. B. System Bindewald-Teinturier) verlangen Rohr-

unterbrechungen in der Wasserleitung, um Rücksaugungen in die Wasserleitung zu verhindern. Die Reinigung der Straßensinkkästen hat insbesondere im Sommer öfter zu erfolgen, um das Faulen des Inhalts zu verhindern. Aus hygienisch-ästhetischen Gründen erfolgt die Leerung am besten nachts.

In steilen und chaussierten Straßen genügen die gewöhnlichen Sinkkästen nicht. Hier empfehlen sich gemauerte geräumige Schächte zur Abfangung der bei Sturzregen abgeschwemmten Sandmassen. Bei dem neuerdings von der Kanal- und Wasserbaugesellschaft m. b. H. in Frankfurt a. M. vorgeschlagenen Einsinkkastensystem wird der für 2 oder mehr Einläufe gemeinschaftliche Sinkkasten in der Straßenmitte, direkt über dem Kanal angeordnet. Der Siphon ist als Bodenverschluß, unterhalb des freihängenden, herausnehmbaren Sandeimers angeordnet, so daß in der Hauptsache nur Sand und Sinkstoffe, aber kein Abwasser im Eimer zurückbleiben.

In hygienischer Hinsicht ist auch der Versuch zu begrüßen, Kanaleinläufe entlang den Gehwegen (insbesondere Regenrohrsandfänge) als Spucknäpfe auszubilden und mit entsprechenden Aufschriften als solche leicht erkennbar zu machen. Ein derartiger Versuch ist z. B. in Dresden angestellt worden.

Zur Beseitigung bzw. Abschwemmung des Schnees dienen größere Einwurfsschächte mit seitlichem Zugangsschacht zum Kanal und den erforderlichen Geh- und Stehflächen, um die eingeworfenen Schneemassen durch Arbeiter (event. mit Zuhilfenahme von Spülwasser aus der Wasserleitung) beseitigen zu lassen.

Drainagen und Grundwassersenkung.

Beim Trennsystem können Regen- und Schmutzwasserkanäle entweder vollständig getrennt in gesonderten Baugruben oder in gemeinsamer Baugrube, je nach den Bodenverhältnissen nebeneinander, bisweilen auch übereinander, angeordnet werden.

Wird durch die Baugrube der Grundwasserspiegel angeschnitten, so ist es für die Zwecke der Bauausführung erforderlich, den Grundwasserspiegel bis zur Baugrubensohle zu senken, weiterhin ist auch eine dauernde derartige Grundwassersenkung aus allgemeinen Bebauungsinteressen bisweilen erwünscht. Die Tieferlegung beruht in einer teilweisen Ableitung des Grundwassers und erfolgt durch Drainagen, das sind Sickerlagen, bei größeren Grundwassermengen Sickerkanäle, die in die auf der Sohle der Baugrube einzubringenden Kieslagen eingebettet werden. Das Drainwasser wird an geeigneten Punkten je nach den Verhältnissen entweder in die Vorflut oder bei günstigen Gefällsdifferenzen in die Kanäle selbst eingeführt.

Notauslässe.

Ihr Zweck ist bereits oben erwähnt. Die Anordnung erfolgt (siehe Fig. 46) gewöhnlich in der Weise, daß mittels eines Wehrrückens als Überfall (auf der, der Entlastungsgrenze entsprechenden Wasserspiegelhöhe) die regenverdünnten Schmutzwässer in einen Notauslaßkanal und durch diesen nach der Vorflut abgelassen werden. Der Wehrrücken ist gegenüber der Vorflut genügend hoch anzuordnen, damit bei Hochwasser kein allzu häufiger Rückstau in die Kanalisation erfolgen kann. Die Wehrlänge ist so groß zu bemessen, daß die gesamte Kanalwassermenge mit der verfügbaren Überfallshöhe austreten und abfließen kann. Die für

Notauslässe jeweils einzuhaltenden Verdünnungsgrade richten sich nach den Vorflutverhältnissen. Es mag hier erwähnt werden, daß in der Kanaltechnik unrichtigerweise die Verdünnung nicht in chemischer Hinsicht verstanden und daß bei einer n-fachen Verdünnung gewöhnlich die Schmutzwassermenge nicht eingerechnet wird, so daß die Gesamtwassermenge das $(n + 1$-)fache beträgt. **Um Irrtümer auszuschließen, empfiehlt es sich, den Verdünnungsgrad stets als Vielfaches des Trockenwetterabflusses anzugeben.**

Bei großen Vorflutern kann eine Entlastung schon bei der doppelten Trockenwetterabflußmenge gestattet sein, bei kleinen, je nachdem eine Entlastung von der 3-, 5- bis 7fachen Wassermenge ab seitens der Behörde vorgeschrieben ist (siehe auch unter V). **Einen Hauptmißstand der Notauslässe bildet, wie gesagt, die Schwierigkeit, das Austreten von Kotballen, Papier usw. in die Vorflut zu verhindern.** Man hat hier durch Anordnung von Tauchwänden Abhilfe zu schaffen versucht (s. Fig. 46, Var. links). In vollständiger Weise wird der Zweck aber hierdurch nicht erreicht. Es ist darauf zu achten, daß die Geschwindigkeit über den Überfall bzw. zwischen Tauchbrett und dem letzteren wesentlich geringer ist als die Geschwindigkeit im Kanalzuge.

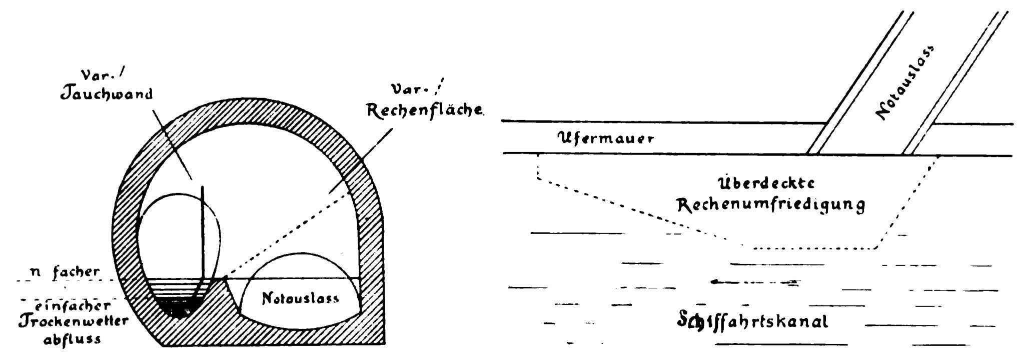


Fig. 46. Notauslaß (Querschnitt).

Fig. 47. Notauslaßmündung mit Rechen in der Vorflut.

Die Anwendung von Rechen- bzw. Siebflächen (ca. 1 cm Öffnung) zur Zurückhaltung der gröbsten Schwimmstoffe, wie es in England bereits geübt wird (vgl. [7]), ist schwierig. Diese Flächen müssen vor allem sehr groß gewählt werden (wenn sie bei Regen sich nicht alsbald verlegen sollen), und zwar im Prinzip so groß, daß alle größeren Schwimmstoffe des betreffenden Kanalbezirks während des Regens auf der Rechenfläche Platz finden, ohne die Durchflußfläche vollständig zu überdecken. Praktisch läßt sich dies natürlich nicht vollständig erreichen, man erhält sonst sehr lange Notauslaßbauten. Immerhin dürfte sich ein größeres Bestreben nach dieser Richtung auch bei uns empfehlen (s. Fig. 46, Var. rechts). In Vorflutern mit sehr geringer Wasserbewegung (Schiffahrtskanälen z. B.) ist mindestens die Anordnung von Rechen im Vorfluter selbst hinter der Notauslaßmündung zu verlangen (s. Fig. 47). Selbstverständlich sind in beiden Fällen die zurückgehaltenen Schwimmstoffe nach jedem Regen zu entfernen.

Spülung der Kanäle.

Für die Instandhaltung des Kanalnetzes sind in erster Linie Spülungseinrichtungen erforderlich. In den höher gelegenen Anfangsstrecken erfolgt gewöhnlich die Spülwasserentnahme aus der Reinwasserleitung. Als einfachere Spülschächte für Anfangsstrecken können gewöhnlich Einsteigschächte, zweckmäßig mit etwas größerer Lichtweite (1,30 m) benutzt werden. Der abgehende Kanalstrang wird durch eine Spülklappe verschlossen, der Schacht bis zur Überlaufhöhe gefüllt. Durch Öffnen der Spülklappe ergießt sich der Inhalt durch die zu spülende Kanalstrecke.

Zweckmäßig sind die automatischen (selbsttätigen periodischen) Kanalspüler, die insbesondere bei ungünstigen Kanalgefällen anzuordnen sind. Wichtigere Typen dieser Art sind: die Kippspüler (z. B. von Buhle, Fig. 48). Die Auflagerung des eisernen Spülgefäßes ist derart, daß bei gefülltem Gefäß der Schwerpunkt über die Auflageachse hinausfällt und das Gefäß sich beim Umkippen entleert. Das leere Gefäß nimmt alsdann seine ursprüngliche Gleichgewichtslage wieder ein.

Am verbreitetsten sind die Heberspüler. Sie bestehen gewöhnlich aus einer Spülkammer, die vielfach der Billigkeit halber aus einzelnen Rohrstücken zusammengestellt ist (s. Fig. 49 von Mairich), und einer Heber-

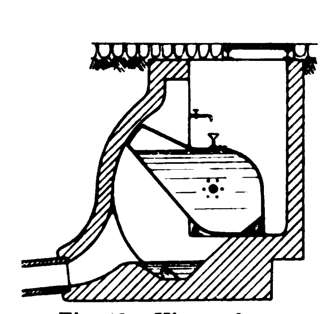


Fig. 48. Kippspüler von Buhle. ($^1/_{100}$ nat. Gr.)

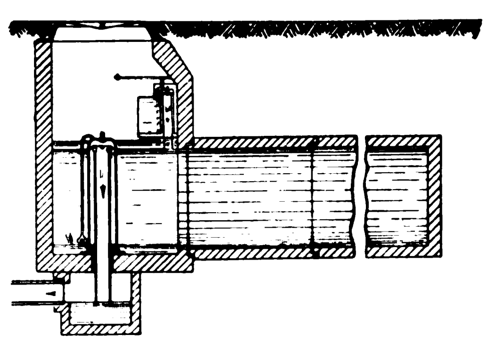


Fig. 49. Spülkammer mit Heberentleerung (Mairich). ($^1/_{100}$ nat. Gr.)

anlage. Die Wirkungsweise ist derart, daß bei gefüllter Spülkammer der Hauptheber (gewöhnlich Glockenheber) in Tätigkeit gesetzt wird, worauf der gesamte Kammerinhalt sich entleert. Die zahlreichen gebräuchlichen Konstruktionen unterscheiden sich durch die Art, in welcher das Anlaufen des Haupthebers und die Unterbrechung desselben bewirkt und gesichert werden (Hilfsheber, kleine Kippgefäße, Wasserstrahlpumpen usw.).

Zweckmäßig sind (zur Ersparnis von Wasser aus der Wasserleitung) Spülbehälter mittels Regenwasser. Passend gelegene Teiche u. dgl. lassen sich vorteilhaft hierzu benutzen.

In den tieferen Zonen kann vielfach Wasser aus der Vorflut selbst zur Spülung benutzt werden.

In den größeren Profilen der Sammel- und Hauptkanäle würde der Wasserbezug aus der Wasserleitung zu kostspielig und umständlich. Hier hilft man sich durch Verwendung des Kanalwassers selbst als Abschwemmungswasser durch Aufstau des letzteren mittels Spülschieber und Türen,

bei deren plötzlich raschem Öffnen der verstärkte Abwasserstrom die folgenden Kanalstrecken spült.

Als Spülbezirk bezeichnet man die gesamte Gruppe von Kanälen, in welcher jeder Kanal mit Hilfe des vorhergehenden Bezirks gespült werden kann.

Kanalreinigung.

Die notwendige periodische Kanalreinigung bedingt außer der erwähnten Zugänglichkeit eine genügende Entlüftung der Kanäle, um ein Arbeiten in denselben in hygienisch einwandfreier Weise zu ermöglichen. Die Belüftung der Kanäle erfolgt hauptsächlich durch die durchbrochenen Abdeckungen der Einsteigschächte, die Entlüftung dadurch, daß die Hausfalleitungen und Regenrohre als Entlüftungsrohre über Dach geführt werden. Zweckmäßig ist auch der Anschluß hoher Schornsteine an die Kanalisation. Über die Vorgänge und die wirksamen Faktoren (hauptsächlich Absaugung durch Wind) siehe [2] und [5]. Die Ventilation zwischen den Kanalschächten erfolgt weiterhin durch die bereits erwähnten Ventilationsröhren, die zugleich auch als Lampenlöcher für die Revisionen dienen.

Die Spülung allein reicht nicht immer aus, um die Kanäle genügend rein zu halten. Zooglöenmassen, Pilzwucherungen, Fettstoffe u. dgl. haften bisweilen sehr zähe an den Kanalwänden und lassen sich nur durch Abbürsten u. dgl. entfernen. Bei nicht zugänglichen Kanalstrecken werden entsprechend geformte Bürsten (Rohrbürsten) mittels Hanfseile durchgezogen.

Bei Verstopfung von engeren Rohrkanälen, die sich trotz aller Vorsicht und Vorrichtungen nicht immer vermeiden läßt, benötigt man besonderer Werkzeuge, wie Bohrer, Greifer u. dgl., die mittels biegsamer (Stahl-)Wellen oder auseinandernehmbarer, im Schacht selbst zusammensetzbarer Gestänge bedient werden.

Bei größeren Hauptkanälen verwendet man bei den Reinigungsarbeiten entsprechend konstruierte Wagen bzw. Boote.

Zur Kontrolle der sorgfältigen Anlage der Rohrkanäle und ihrer Reinhaltung benutzt man den Kanalspiegel d. i. gewöhnlich ein runder Spiegel, der unter 45 Grad auf der Schachtsohle derart aufgehalten wird, daß der betreffende Revisionsbeamte von der Straßenoberfläche das Bild der betreffenden Kanalstrecke erblicken kann. Letztere wird vorher mittels Kana · lampen, die durch die Lampenlöcher eingeführt werden, hell erleuchtet.

Kanalluft.

Die Kanalgase bestehen aus Kohlensäure, Kohlenwasserstoffen, Ammoniak und Schwefelwasserstoff. Die prozentuale Zusammensetzung schwankt nach den Kanalbetriebsverhältnissen [8]. Der Gehalt der Kanalluft an diesen Gasen ist bei modernen Kanälen jedoch sehr gering (z. B. nur wenige Liter CO_2 pro cbm, die übrigen Bestandteile in noch geringeren Mengen). Bei guter Ventilation und reichlicher Kanalspülung zeigt die Kanalluft erfahrungsgemäß eine im allgemeinen hygienisch unbedenkliche Beschaffenheit (vgl. [9], [10], [11]). Über Untersuchungen betreffend den Keimgehalt von Kanalluft vgl. Andrewes [12].

Gefährlich ist, insbesondere in alten Kanälen mit Schlammablagerungen und schlechter Ventilation, die lokale Sumpfgasbildung wegen der Explosions-



gefahr. Bei den modernen, richtig angelegten und betriebenen Kanälen ist eine solche Gefahr ausgeschlossen.

Ableitungen mit künstlicher Hebung der Abwässer.

Fehlt für ein Gesamtentwässerungsgebiet natürliches Gefälle für die Weiterleitung der Abwässer, so muß künstliche Vorflut durch Hebung der Abwässer geschaffen werden.

Handelt es sich nur um Teilgebiete, so werden die zusammengeleiteten Abwässer dieser Gebiete in die höher gelegenen übergepumpt.

Als Pumpeneinrichtungen für diesen Zweck eignen sich elektrisch angetriebene Pumpen, die, durch Schwimmer automatisch aus- und einschaltbar, in Schächten unter der Straße angeordnet werden (Stufensystem von Brix).

Bei mehreren Tiefpunkten und nicht zu stark wechselnder Abwassermenge (Trennsystem) kann das Überpumpen auch mittels Druckluft erfolgen (Shone-System, z. B. in Allenstein). Die Druckluft wird in einer Zentralstelle erzeugt und in besonderen Leitungen nach den Tiefpunkten geführt, welche mit eisernen Schleusungsbehältern ausgestattet sind. Sobald letztere mit Abwasser gefüllt sind, wird automatisch mittels Schwimmervorrichtung die Einlauföffnung geschlossen und die Druckluftleitung frei gegeben, worauf alsdann der Behälterinhalt in den hoch gelegenen Ableitungskanal hochgedrückt wird.

Bei vollständig ebenem Gesamtentwässerungsgebiet wird das Gefälle nach künstlichen Tiefpunkten durch allmähliche Vergrößerung der normalen Kanaltieflage bis 8, 10 oder mehr Meter gewonnen. Durch das Maß der größten, nach den örtlichen Verhältnissen ausführbaren Tieflage und aus dem geringsten zulässigen Kanalgefälle (ca. 1 ‰) ergibt sich die Größe des einzelnen Entwässerungsbezirks.

Ausgedehnte ebenere Stadtgebiete erfordern eine ganze Anzahl derartiger Entwässerungssysteme (vgl. die 12 Radialsysteme der Berliner Kanalisation). Bei nur wenigen, nicht mehr als ca. 1 km voneinander entfernten Tiefpunkten können diese auch mittels langer Saugleitungen an eine gemeinschaftliche Pumpstation angeschlossen werden.

Für die Förderung von Abwasser können sowohl Zentrifugal- als auch Kolbenpumpen verwandt werden.

Beim Mischsystem ist es wichtig, daß bei eintretendem Regen zur Förderung der regenverdünnten (mehrfachen) Trockenwetterabflußmenge schnell Reservemaschinensysteme in Betrieb gesetzt werden können. Man wählt für letztere deshalb als Antrieb Elektro- oder auch Leuchtgasmotoren.

In hygienischer Hinsicht ist es notwendig, daß bei Pumpstationen im Stadtbezirk Geruchsbelästigungen soweit wie irgend möglich vermieden werden. Es empfiehlt sich deshalb, bei derartigen Pumpstationen offene Abwasserspiegel zu vermeiden und für eine Abführung etwa über dem Abwasser sich ansammelnder Gase Sorge zu tragen.

Aus hygienischen Gründen ist ferner die Zurückhaltung von Rechenrückständen bei Pumpstationen im Stadtgebiet möglichst zu vermeiden. Bei einer etwa zum Schutz der Pumpenventile oder -klappen erforderlichen Absiebung, deren Grad von der Größe der Durchflußöffnungen abhängt, empfiehlt es sich, die Siebrückstände entsprechend zu zerkleinern und dem Abwasser wieder beizumischen (siehe unter Zertrümmerungsanlagen).



Für die hygienische Revision des Kanalbaues und des Betriebs sind besonders folgende Punkte zu beachten:

1. Beurteilung der Wahl des Systems auf Grund von Untersuchungen der Straßenabschwemmungen sowie der Vorflut.

2. Kontrolle der genügend sorgfältigen Bauausführung und der Reinhaltung mittels Kanalspiegels.

3. Kontrolle auf ausreichende Ventilationseinrichtungen gegebenenfalls durch Untersuchungen der Kanalluft und ihrer Bewegungsverhältnisse.

4. Kontrolle der Sinkkästenreinigung (Fäulnisgrad des in ihnen enthaltenen Schlammes).

5. Kontrolle der Hauptnotauslässe an der Hand selbsttätig registrierter Pegelaufzeichnungen im Notauslaß und Vergleich mit den in der Reinigungsanlage oder Pumpstation registriert gemessenen Abwassermengen. Untersuchung und Prüfung der bei Regen austretenden Notauslaßwässer auf die Mitführung grober Schmutzstoffe (insbesondere Fäkalien).

6. Kontrolle der sachgemäßen Bekleidung der Spül- und Reinigungsmannschaft (besondere Dienstkleidung, die nur im Dienst getragen wird Einrichtung von Bädern für die Kanalreinigungsarbeiter.

Literatur zu IV:

1) Heyd, Die Wirtschaftlichkeit bei den Städteentwässerungsverfahren. Mannheim 1908.
2) Frühling, Handbuch der Ingenieur-Wissenschaften, 1903, 3. Teil.
3) Salomon, Die städtische Abwasserbeseitigung in Deutschland. Jena 1906.
4) Günther, Hofer, Roechling, Bericht über den XIV. internationalen Kongreß für Hygiene und Demographie. Berlin 1907, Bd. IV.
5) Bredtschneider, Das Trennsystem. Handbuch der Hygiene von Weyl, 2. Suppl.-Bd., Jena 1902.
6) Weyrauch, Hydraulisches Rechnen. Stuttgart 1909.
7) Raikes, The Design, Construction and Maintenance of Sewage Disposal Works. London 1908, S. 329.
8) Renk, Die Kanalgase, deren hygienische Bedeutung und technische Behandlung (Hyg. Tagesfrage II). München 1882, S. 1882, S. 12 u. f.
9) Kirchner u. Lindley, Die Schädlichkeit der Kanalgase und Sicherung unserer Wohnräume gegen diese. Referat und Diskuss. XX. Vers. d. Vereins für öffentl. Gesundheitspflege, Stuttgart 1895.
10) Delépine, The effects on health of the air of the High Street Sewer. Manchester 1909.
11) Winslow, Danger of Sewer air. Eng. Record, 5. Juni 1909, S. 703.
12) Andrewes, Report on the Micro Organisms present in Sewer Air and the air of Drains. 36. J.-B. des Local Gov. Board 1906/7. Supplement. 2. Report on the Bacteria of Sewer Air and Drain Air.

V. Vorflut und erforderlicher Reinheitsgrad der einzuleitenden Abwässer.

Da die Abwässer nur in seltenen Fällen wieder verwendet oder durch Verdampfung beseitigt werden, handelt es sich fast stets um ihre Abführung nach einer Vorflut, der sie entweder direkt hinter der Reinigungsanlage oder nach einem kleineren oder größeren Umweg durch den Untergrund (als Grundwasser) zugeführt werden.

Von der Beschaffenheit der Vorflut und der Art der Zuführung der Abwässer ist der erforderliche Reinheitsgrad der abzuleitenden Abwässer abhängig zu machen, sofern verhindert werden soll, daß in der Vorflut Miß-

stände (Verschmutzung, Verschlammung, nachteilige Beeinflussung des tierischen und pflanzlichen Lebens) entstehen.

Die direkte Ableitung in die Vorflut erfordert die Beachtung folgender Gesichtspunkte:

Zunächst ist die Ermittlung der Wasserführungsverhältnisse der Vorflut (sekundliche Wassermenge) bei verschiedenen Wasserständen notwendig, insbesondere bei niedrigstem Niederwasser (NNW, der bekannten geringsten Wassermenge), bei gewöhnlichem (jährlich regelmäßig eintretendem) Niederwasser (NW) und bei gewöhnlichen Mittelwasserständen, in selteneren Fällen auch bei höheren Wasserständen (Uferüberschwemmungen); gleichzeitig sind die entsprechenden Wassergeschwindigkeiten und Wassertiefen zu bestimmen. Die Ermittlung der betreffenden Daten erfolgt am sichersten durch die Fluß- bzw. Strombauverwaltungen oder durch die Zentralinstanzen*).

In Betracht zu ziehen sind die ungünstigsten Verhältnisse (niedrigstes Niederwasser), mindestens aber gewöhnliches, alljährlich eintretendes Niederwasser.

Durch entsprechende Untersuchungen (s. unten) ist die Beschaffenheit des Vorfluters vor der beabsichtigten zentralen Abwassereinleitung festzustellen.

Zuvor bedarf es ferner der Feststellung der Art der Verwendung des Flußwassers durch die unterhalb der Einleitungsstelle vorhandenen Anlieger. In Betracht kommen in erster Linie Trinkwasserentnahme direkt oder indirekt (durch Brunnen in der Nähe der Ufer), ferner industrielle Verwendung des Wassers, die Verwendung des Wassers für Badezwecke, für Viehtränkung, Fischzucht u. dgl. Diese Verhältnisse sind auf eine größere Strecke des Flußlaufs unterhalb der Einleitungsstelle (in Preußen auf mindestens 15 km, vgl. S. 159 und [1]) zu prüfen. Bei solchen gewerblichen Abwässern, welche erhebliche chemische Veränderungen des Flußwassers (z. B. Versalzungen) verursachen, müssen erheblich größere Flußstrecken berücksichtigt werden, gewöhnlich so weit, bis infolge Verdünnung durch weitere Nebenflüsse die fragliche Verunreinigung auf ein indifferentes Maß herabsinkt.

Die Forderungen, welche im Interesse der Allgemeinheit an den Reinheitsgrad der geklärten Abwässer zu stellen sind, sind keine feststehenden, sondern von Fall zu Fall unter eingehender Prüfung der Gesamtverhältnisse festzusetzen. In der Regel bestimmt sich das Höchst- bzw. Mindestmaß nach den Forderungen, welche im Interesse der Gesundheitspflege gestellt werden müssen. Mit der Erfüllung der gesundheitlichen Forderungen wird zumeist allen billigen Ansprüchen an eine Abwasserklärung, die im hauswirtschaftlichen, landwirtschaftlichen, gewerblichen und fischereilichen Interesse zu stellen sind, von besonderen Fällen abgesehen, genügt.

Wenn der nach den gegebenen Verhältnissen zu fordernde Reinheitsgrad mit einem einfachen Verfahren erreicht werden kann, so ist es unberechtigt, eine weitergehende und kostspieligere Reinigung zu fordern (vgl. [2]). Zweckmäßig wird von vornherein die Abwässerfrage des ganzen betreffenden Flußgebiets im Zusammenhang geregelt.

*) Für Preußen: Königliche Landesanstalt für Gewässerkunde, Berlin.



Maßgebend für den erforderlichen Reinheitsgrad der Abwässer im einzelnen ist zunächst ihr Verdünnungs- bzw. Verunreinigungsverhältnis (zur Zeit des Maximalstundenabflusses) in bezug auf die Vorflut (Berechnung des Maximalstundenabflusses; während des Betriebes ergibt sich derselbe durch die registrierten Messungen). Wo es sich ermöglichen läßt, wird die Ableitung der Abwässer zweckmäßig auf eine möglichst große Tageszeit gleichmäßig verteilt; dies ist besonders bei kleineren Anlagen vielfach durchführbar. In einzelnen Fällen kann aber auch die Aufspeicherung der Abwässer und ihr stoßweises Ablassen vorteilhafter sein. Liegt z. B. kurz oberhalb einer Flußbadeanstalt die Abwassereinleitungsstelle eines Krankenhauses, so kann die Aufspeicherung der Abwässer während des Tages und ihre Ableitung in der Nacht, wo nicht gebadet wird, vorteilhafter sein als die Errichtung kostspieliger Reinigungsanlagen. Eine Aufspeicherung der Abwässer während des Tages und ihre Ableitung in den Nachtstunden kann auch geübt werden, um einer unterhalb einer Abwasserentstehungsstelle belegenen Fabrik reines Betriebswasser zuzuführen. Hierher gehören auch die im Einzelfalle unter Umständen vorteilhafte Aufspeicherung mancher gewerblichen Abwässer (Kalifabrikabwässer, Zellulosefabrikabwässer) und das in kleineren oder größeren Zeitabschnitten geübte stoßweise Ablassen.

Bei ganz besonders günstigen Vorflutverhältnissen (Rhein, Elbe usw.) sind in Deutschland gut ausgebildete Rechenanlagen (s. Feinabsiebungsanlagen) als selbständige Kläreinrichtungen zugelassen bzw. vorgeschrieben worden, um Schmutzstoffe (insbesondere Fäzesteile) von einer bestimmten Größe ab (gewöhnlich 3 mm), welche für einzelne der oben erwähnten Verwendungsarten, wie Badezwecke usw., sowie für die Schiffsbevölkerung bedenklich werden können, von der Vorflut zurückzuhalten. Von einzelnen Städten, z. B. Dresden, Bremen usw., ist das Absiebungsmaß von 3 mm freiwillig auf 2 mm herabgesetzt worden.

Einen rohen Anhaltspunkt für den erforderlichen Reinheitsgrad bei geringeren Verdünnungen gibt bereits schon der Umstand, daß normale häusliche Abwässer erst bei einer ca. 30 fachen Verdünnung ihre Fäulnisfähigkeit verlieren. Da ferner die Vorflut meist an sich schon durch Oberlieger verunreinigt ist, was sich durch vorherige Untersuchung des Vorfluters ergibt, so ist für die Einleitung noch fäulnisfähiger (nur mechanisch gereinigter) Abwässer eine 30 fache Verdünnung meist nicht genügend und je nachdem eine entsprechend höhere (mindestens ca. 50—60 fache) Verdünnung notwendig.

Eine Übertragung dieser allgemeinen Anhaltspunkte auf einen speziellen Fall hat aber mit größter Vorsicht unter Berücksichtigung aller Verhältnisse zu erfolgen. Ganz anders liegen z. B. die Verhältnisse, wenn die betreffenden Abwässer bereits bei sehr geringer Verdünnung oder überhaupt nicht mehr fäulnisfähig sind.

Vielfach ist selbst bei eingehender Prüfung der örtlichen Verhältnisse die Grenze für die Zulässigkeit einer bloßen mechanischen Reinigung schwer zu bestimmen; in solchen Fällen empfiehlt sich ein schrittweises Vorgehen in der Weise, daß die Möglichkeit einer weitgehenden Reinigung von Anfang an vorgesehen, ihre Ausführung jedoch erst von den Betriebsergebnissen bzw. der Einwirkung der Abwässer auf die Vorflut abhängig gemacht wird.

Ein solches schrittweises Vorgehen empfiehlt sich bisweilen auch in bezug auf die Ausgestaltung der gewählten Kläreinrichtungen in der Art,

daß erst ein Teil der zweckmäßig in mehrere selbständige Teile zu gliedernden Gesamtanlage zur Ausführung gelangt, damit die dabei gemachten Erfahrungen für die übigen Teile verwertet werden können.

Von der weitergehenden Reinigung wird erwartet, daß die fäulnisfähigen Stoffe so weit abgebaut werden, daß das behandelte Abwasser nicht mehr fäulnisfähig ist. Den verhältnismäßig sichersten Erfolg für eine derartige Reinigung, insbesondere wenn es sich um große Mengen handelt, bietet die Verteilung auf ausreichenden Landflächen von geeigneter Beschaffenheit (Berieselung, intermittierende Bodenfiltration).

Fehlen derartige Landflächen, so kann die durch den natürlichen biologischen Prozeß, die Bodenbehandlung, zu erzielende Reinigungswirkung, abgesehen von der Beeinflussung der Infektionsstoffe, in ähnlicher Weise durch das künstliche biologische Verfahren erreicht werden.

Über die Ausscheidung von Krankheitserregern aus geklärten Abflüssen s. unter Kapitel XV (Desinfektion).

Untersuchung der Vorflut.

Die Beurteilung, ob ein im voraus bestimmter Reinheitsgrad der Abwässer tatsächlich ausreicht, kann nur auf Grund **regelmäßiger sachverständiger Untersuchungen der Kläranlageabflüsse und ihrer Einwirkung auf den Vorfluter** (insbesondere bei Niederwasser) erfolgen. Wichtig ist hierbei, daß die abfließenden Abwässer durch selbstregistrierende Meßvorrichtungen fortlaufend gemessen werden (bei Mischsystem auch die aus den Hauptnotauslässen austretenden Wässer).

Bei der Einleitung der Abwässer ist zu beachten, daß eine möglichst rasche vollständige Durchmischung mit dem Vorflutwasser erfolgt; am besten Einleitung in den Stromstrich, und zwar der spezifisch schwereren Abwässer — z. B. der Kalifabrikabwässer — an der Wasseroberfläche und der verhältnismäßig spezifisch leichteren Abwässer — der städtischen Abwässer — an der Flußsohle. Art und Umfang der Untersuchung der Vorflut richten sich nach dem speziellen Fall, insbesondere nach dem jeweiligen Reinigungsverfahren. Bei jeder Vorflutuntersuchung ist auf die Witterungsverhältnisse (auf die Temperatur der Luft, auf Windstärke, auf Dauer und Intensität der Niederschläge) und auf die Wasserführung (Wasserstand, Wassergeschwindigkeit) vor und während der Entnahme der Proben Rücksicht zu nehmen.

In physikalischer Hinsicht kommen für das Wasser insbesondere in Betracht: Temperatur, Farbe, Geruch und Durchsichtigkeit und gegebenenfalls die Bestimmung des spezifischen Gewichts. Die chemische Untersuchung, die fast ausschließlich im nicht filtrierten Wasser ausgeführt wird, ist je nach Bedarf auszudehnen auf Reaktion, die Gesamtmenge der suspendierten Stoffe und ihren Glührückstand, auf den Gesamtabdampfrückstand und seinen Glührückstand, auf Chlor, salpetrige Säure, Salpetersäure und Ammoniak, auf Kaliumpermanganatverbrauch, Kalk, Magnesia und Schwefelsäure, außerdem auf die besonders wichtigen Ermittlungen: die Bestimmung des Sauerstoffgehaltes und der Sauerstoffzehrung, des Säurebindungsvermögens und bei anorganischen Verunreinigungen des elektrischen Leitvermögens. Die Bestimmung des gasförmigen Stickstoffs sollte zwecks Gewinnung eines abgeschlossenen Urteils über den Gasgehalt der Gewässer mehr als bisher ausgeführt werden, desgleichen auch der Kohlensäuregehalt eines Gewässers,



der als Gradmesser des biologischen Lebens von Wert sein kann. Auch die Ermittlung des Eisengehaltes darf bei ev. sich abspielenden Reduktionsprozessen nicht vergessen werden.

Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs, die besonders auch im fischereilichen Interesse geboten ist — Wasser, das weniger als 1 ccm Sauerstoff im Liter enthält, ist im allgemeinen für Fische nicht mehr geeignet —, erfolgt am besten nach der Winklerschen Titriermethode; bei der Probeentnahme sind Luft- und Wassertemperatur und der Barometerstand festzustellen.

Mit der Sauerstoffpipette werden in eine etwa 250 ccm haltende, vollständig gefüllte Flasche 3 ccm jodkaliumhaltige Natronlauge und 3 ccm Manganchlorürlösung in den untersten Teil der Flasche eingeführt, so daß 6 ccm des Wassers abfließen. Nach dem Umschütteln und vollständigen Absetzen des gebildeten Niederschlags erfolgt in derselben Weise Zusatz von 5 ccm konzentrierter Salzsäure. Die Titration erfolgt mit frisch bereiteter $^1/_{100}$ Normalnatriumthiosulfatlösung bis zur schwachen Gelbfärbung. Nach Zusatz einiger Tropfen löslicher Stärke wird die Titration bis zum Verschwinden der entstandenen Blaufärbung fortgesetzt. 1 ccm $^1/_{100}$ Normalnatriumthiosulfatlösung entspricht 0,0558 ccm oder 0,08 mg Sauerstoff.

1 Liter Wasser löst bei 0° und bei Atmosphärendruck [3] 28,6 ccm (= 37 mg) Luft; hiervon sind 10,19 ccm (= 14,56 mg) Sauerstoff und der Rest Stickstoff, Argon usw.; an Sauerstoff allein werden unter den gleichen Verhältnissen 34,7 ccm (= 47 mg) in 1 Liter Wasser und an Stickstoff allein 18,8 ccm (= 23,5 mg) gelöst. Die der Luft dauernd ausgesetzten Gewässer, die weder übervölkert noch mit leicht oxydierbaren Stoffen verunreinigt sind, sind nach Weigelt [4] bei steigender Temperatur mit Sauerstoff gesättigt und oft auch übersättigt (s. auch [5] und [6]). Offene Gewässer zeigen nach Weigelt [4] oft auch eine Stickstoffübersättigung. Öfters kann der Sauerstoff- und der Stickstoffgehalt in einem nicht verunreinigten Oberflächenwasser auch unter dem Sättigungspunkt liegen, wenn z. B. auf warmes Wetter kühleres, aber sonniges Wetter folgt. In solchen Fällen war das Wasser bei der höheren Temperatur mit Luft gesättigt, hatte sich dann abgekühlt und Luft in dem der niederen Temperatur entsprechenden Maße noch nicht aufgenommen. Bei einer Übersättigung des Wassers hatte es sich bei der niederen Temperatur mit Luft gesättigt und bei seiner späteren Erwärmung den dann vorhandenen Überschuß noch nicht abgegeben (s. auch Knauthe [7]).

Die Sauerstoffzehrung, die beim Vorhandensein größerer Mengen ungelöster Stoffe (z. B. von Planktonorganismen) sowohl im unfiltrierten wie im filtrierten Wasser zu ermitteln ist, ergibt sich als Differenz des Sauerstoffgehalts bei der Entnahme und des nach längerer Aufbewahrung noch vorhandenen Sauerstoffgehalts; aus den erhaltenen Werten können unter Umständen gewisse Schlüsse auf das Vorhandensein organischer Stoffe gezogen werden (s. S. 170).

Unter Säurebindungsvermögen versteht Weigelt [8], der sich für die Untersuchung der Vorfluter in chemischer Beziehung besonders verdient gemacht hat, die Zahl, die angibt, wieviel mg Schwefelsäure (SO_3) 1 Liter Wasser zu binden vermag. Das Säurebindungsvermögen ist gleich der Alkalinität eines Wassers und ist von Wichtigkeit, sowohl wenn saure wie alkalische Abwässer einem Vorfluter zugeführt werden sollen.

Die Feststellung des elektrischen Leitvermögens empfiehlt sich bei selbsttätiger fortlaufender Registrierung desselben als Indikator für

Veränderungen des Vorflutwassers bei stark wechselnder Inanspruchnahme der Vorflut (vgl. [9] und [10]) insbesondere durch industrielle Abwässer (Versalzungen).

Hand in Hand mit der planmäßigen Prüfung des Wassers eines Vorfluters ist auch dem auf der Gewässersohle lagernden Schlamm in chemischer Beziehung Beachtung zu schenken. Öfters lassen sich z. B. in einem derartigen Schlamm für die Abwässer mancher Gewerbebetriebe charakteristische Stoffe (Gifte, Farbstoffe Fette u. dgl.) nachweisen. Das Vorhandensein großer Mengen von Eisenschlamm gibt Aufschluß über manche in einem Vorfluter sich abspielende Vorgänge und kann anzeigen, daß die Sauerstoffarmut eines Gewässers im einzelnen Falle unter Umständen auf chemische Vorgänge zurückzuführen ist. Die chemische Untersuchung des Schlammes hat sich naturgemäß nach den gegebenen örtlichen Verhältnissen zu richten; im einzelnen vergl. das auf S. 304 u. f. Gesagte.

Die bakteriologische Untersuchung der Vorflut ist oft das empfindlichste Mittel zur Feststellung des Einflußbereiches häuslicher bew. städtischer Abwässer bei großen Verdünnungsverhältnissen.

Die biologische Untersuchung des Vorflutwassers und namentlich auch des festsitzenden Materials (Schlamm, Boden- und Uferbesatz) bietet in der Fauna und Flora (im Gegensatz zu den oben erwähnten Untersuchungsmethoden, die nur jeweils den augenblicklichen Zustand der Vorflut anzuzeigen vermögen) ein von der augenblicklichen Beschaffenheit des fließenden Wassers unabhängiges Durchschnittsbild von dem Zustand des Flusses (vgl. diesen Band Kolkwitz).

Zwischen den biologischen Befunden und den chemisch-bakteriologischen Ergebnissen braucht daher eine Übereinstimmung nicht immer zu bestehen. So können z. B. festsitzende Organismen vorhanden sein, die eine Verschmutzung andeuten, trotzdem das Wasser zur Zeit der Untersuchung rein ist, und umgekehrt. Stimmen die biologischen Befunde mit den übrigen überein, so zeigt dies, daß die bei der Untersuchung auf chemisch-bakteriologischem Wege festgestellten Verhältnisse auch vorher schon bestanden haben.

Zweckmäßig sind behördliche Untersuchungen und Kontrollen der Vorflut und der geklärten Abwässer, wie dies z. B. in England durch die Flußaufsichtsbehörden geschieht.

Bezüglich der Beurteilung eines Gewässers in fischereilicher Beziehung vgl. Weigelt [4], ferner Schiemenz in dem Buch von Klut [11] und Hofer [12].

Literatur zu V:

1) Runderlaß an die Herren Regierungspräsidenten vom 30. März 1896.
2) Schmidtmann, Vierteljahrsschrift für gerichtliche Medizin und öffentl. Sanitätswesen, 3. Folge, XXXV, 2, 1908.
3) Erdmann-Köthner, Naturkonstanten. Springer 1905.
4) Weigelt, Vorschriften für die Entnahme und Untersuchung von Abwässern und Fischwässern. Deutscher Fischerei-Verein. 1900.
5) Dost, Die Löslichkeit des Luftsauerstoffs im Wasser. Mittlgn. a. d. Prüfungsanstalt Heft 7, 1906.
6) Grosse-Bohle, Unters. über den Sauerstoffgehalt des Rheinwassers. Mittlgn. a. d. Prüfungsanstalt, Heft 7, 1906.
7) Knauthe, Der Kreislauf der Gase in unseren Gewässern. Biol. Zentralbl. 1898, S. 785 f.



8) Weigelt, Beiträge zur Lehre von den Abwässern. III. Über die Bonität der natürlichen Gewässer und deren Hilfen bei der chemischen Selbstgesundung unserer Wasserläufe. Die Chemische Industrie, 1905, Nr. 17—18.
9) Spitta u. Pleißner, Neuere Hilfsmittel für die hygienische Beurteilung und Kontrolle von Wässern. Arbeiten aus dem Kaiserlichen Gesundheitsamt, Bd. XXX, Heft 3, Berlin 1909; ferner Pleißner, Über die Messung und Registrierung des elektr. Leitv., Arb. a. d. Kais. Gesundh.-Amt, Bd. XXX, Heft 3.
10) Pleißner, Handlicher, tragbarer Apparat zur Messung des elektr. Leitverm., Wasser u. Abwasser, 1910, S. 249.
11) Klut, Untersuchung des Wassers an Ort und Stelle. Springer, 1908.
12) Hofer, Handbuch der Fischkrankheiten. Verlag der Allg. Fischerei-Zeitung, München.

VI. Absiebungsanlagen.

Der Zweck derselben ist, aus Abwässern Schmutzstoffsuspensionen bis zu einer bestimmten Volumgröße der einzelnen Schmutzteile herab abzufangen. Die Rückstände, das „Rechengut", bestehen hauptsächlich aus folgenden Stoffen: Fäkalien, Klosettpapier, Küchenabfällen, Obstresten, Holzteilen (besonders Streichhölzern), Lumpen, Haaren, Fäden, Fasern usw., sowie Bakterien-Zooglöen u. dergl. aus dem Kanalnetz.

Die Absiebung wird entweder mit anderen Klärverfahren verbunden und stellt dann einen Teil der Vorreinigung dar oder dient in bestimmten Fällen als selbständiges alleiniges Klärverfahren (s. Kapitel V).

Im ersten Falle wird meist nur eine gröbere Absiebung (selten kleiner als 1 cm) bezweckt, um solche Schmutzkörper zu entfernen, die bei der weiteren Behandlung des Abwassers (z. B. bei seiner künstlichen Hebung durch Pumpen) oder bei der Förderung und Behandlung des bei der weiteren Klärung anfallenden Schlamms nachteilig sein können. Man bezeichnet diese Gruppe auch als Grobreiniger.

Im zweiten Falle — Absiebungsanlage als alleiniges Klärverfahren — wird meist eine möglichst weitgehende Absiebung der Schmutzteile (bis 3, vielfach auch bis 2 und 1 mm herabgehend) erforderlich. Man bezeichnet diese Gruppe auch als Feinreiniger.

Selbstverständlich wird die Wirkung solcher Feinreiniger um so günstiger sein, je weniger die genannten Stoffe auf ihrem Transportwege zur Absiebungsanlage zertrümmert bzw. aufgelöst werden. Absiebungsanlagen, die möglichst viel Schmutzstoffe aus dem Abwasser entfernen sollen, werden deshalb zweckmäßig möglichst nahe bei der Stadt angeordnet.

In bestimmten Fällen, wenn das Rechengut noch besonderen Wert aufweist, wie bei einzelnen gewerblichen Anlagen, können auch Feinreiniger, wie z. B. Fasernfänger (s. unten), weiteren Behandlungsmethoden vorgeschaltet werden.

Allgemeine Anordnung von Rechen-(Sieb-)Anlagen.

Hier kommen zunächst folgende Gesichtspunkte in Betracht:

Anordnung leicht zugänglicher, der Art der Anlage angepaßter Gerinne für die Aufnahme derselben.

Anordnung der Bedienungsflächen möglichst wenig über dem höchsten Abwasserspiegel zur Vereinfachung der Konstruktion und des Betriebs der Anlage.



Bei größeren Anlagen ist eine Gliederung in zwei oder mehrere selbständige Teile in besonderen, durch Schützenabschlüsse ausschaltbaren Gerinnen zweckmäßig (für Reserve, Reparatur usw.).

Zur Erleichterung des Aufschwimmens der Schmutzstoffe ist im allgemeinen eine Schrägstellung bzw. eine flache Anordnung der Rechen-(Sieb-) Flächen günstig. Eine Ausnahme machen feststehende und unter Wasser abgestrichene Rechen (vgl. unten). Während bei Grobrechen eine lebhafte Wasserbewegung bisweilen von Vorteil ist, empfiehlt sich bei Feinsieben eine geringe Wassergeschwindigkeit, um ein möglichst loses Auflagern der Schmutzstoffe zu erzielen.

Grobrechen werden im allgemeinen vor dem Sandfange angeordnet oder mit letzterem verbunden, während Feinsiebe gewöhnlich hinter den Sandfang gelegt werden.

Bei Feinabsiebung, insbesondere mit maschineller Abstreichung, empfiehlt sich vielfach die Vorschaltung von Grobrechen; eine weitere Abstufung der Absiebungsmaße durch Zwischenrechen ist im allgemeinen nicht erforderlich.

Üblich sind folgende Konstruktionen:

Stabrechen aus Rundstäben (nur für Grobrechen),

Stabrechen aus Flacheisen oder Profilstäben (für Grob- und Feinreiniger). Profilstäbe, bei denen die Zwischenräume auf der hinteren Rechenseite erheblich größer werden, wodurch die Gefahr des Festklemmens der Stoffe vermindert wird, verdienen den Vorzug vor Flacheisen usw.

Hauptsächlich für Feinreiniger kommen ferner in Betracht:

Netzwerke. Sie bedürfen besonders wirksamer Vorrichtungen für ihre Reinigung (s. unten), da diese durch die rauhe Oberfläche erschwert wird.

Drahtharfen. Rahmen mit parallel gespannten Drähten haben den Nachteil, daß die Drähte ihren Abstand beim Abstreichen verändern können.

Siebbleche haben den Vorteil, daß sie eine glatte Abstreichfläche bieten; die geringe Blechstärke vermindert das Haftenbleiben der Stoffe in den Schlitzen. Besser als gestanzte Siebe sind solche mit besonders ausgefrästen, in der Abflußrichtung sich erweiternden Schlitzen.

Wie bereits aus dem Vorstehenden ersichtlich, sind Rechenkonstruktionen und die Abstreichvorrichtungen für dieselben voneinander abhängig. Bei Stabrechen von größerer Stabweite, ca. 2 cm und mehr, genügen für die Reinigung einfache Kratzer, bei einer Stabentfernung von 1—2 cm besonders gearbeitete Kämme, deren Zähne die einzelnen Zwischenräume nahezu erfüllen. Bei Rechen und Sieben von geringerer Schlitzbreite als 1 cm benutzt man Gummischieber, Bürsten aus Stahldraht oder kurzhaarigen Schweinsborsten. Für Netzwerke, bei denen die Schmutzstoffe in den Maschen fester anhaften, eignen sich für die Reinigung Vorrichtungen mittels Druckluft oder Druckwasser (Abblasen, Abspülen oder Kombinationen derselben).

Das Reinigen durch Abkratzen, Abstreichen u. dgl. erfolgt bei den älteren Konstruktionen meist unter Wasser, bei den neueren dagegen zweckmäßigerweise über Wasser. Bei der ersten Anordnung werden die Schmutzstoffe zum Teil zertrümmert und durch die Rechenschlitze durchgedrückt. Bei Grobrechen ist dieser Umstand ohne Belang; bei selbständigen Feinabsiebungsanlagen dagegen ist das Ab-

streichen unter Wasser in jedem Falle nachteilig, da die durchgedrückten Schmutzstoffe den Kläreffekt verschlechtern. Für letztere Anlagen wird deshalb mit Recht ein Abstreichen über Wasser seitens der Behörden verlangt.

Im allgemeinen lassen sich sowohl Grobreiniger wie Feinreiniger in konstruktiver Hinsicht in folgende Gruppen zusammenfassen:

1. Feststehende, 2. periodisch (nur für die Abstreichung) bewegte und 3. kontinuierlich bewegte Absiebungsflächen.

Die Abstreichung bzw. die Reinigung kann je nach der Größe der Anlage von Hand oder maschinell erfolgen.

Bei kleineren und mittleren Kläranlagen ist man der Kosten wegen (um die Wartung der Anlage möglichst einfach zu halten etc.) bestrebt, Maschinenanlagen mit Motorantrieb soweit wie möglich zu vermeiden. Die Erfahrung hat auch gezeigt, daß es möglich ist, bei derartigen Anlagen mit Handreinigung (wenigstens für Grobsiebe) auszukommen.

Bei größeren Abwassermengen und insbesondere bei Feinabsiebung sind maschinelle Anlagen kaum zu umgehen.

1. Feststehende Absiebflächen.

Bei Handreinigung eignen sich diese nur als Grobrechen für nicht zu große Abwassermengen in leicht zugänglichen Gerinnen. Um die Handreinigung durch Abharken nicht zu beschwerlich zu gestalten, empfiehlt

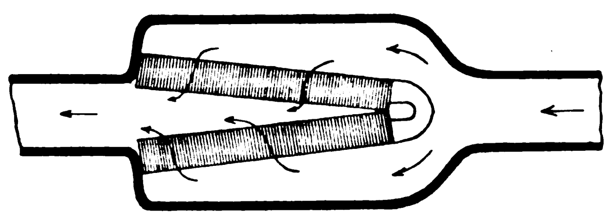


Fig. 50. (1/200 nat. Gr.)

es sich, die Absiebflächen entsprechend groß zu wählen, damit die Reinigungsvornahme nur in Abständen von einigen Stunden erforderlich wird. Dies läßt sich z. B. erreichen durch Anordnung der Siebflächen ungefähr parallel zur Abwasserflußrichtung (Fig. 50) oder durch Anordnung verschiedener Gerinne.

Bei größeren Abwassermengen ist, wie gesagt, die Reinigung von Hand selbst bei Grobrechen unrationell, weil zu kostspielig.

Die maschinelle Abstreichkonstruktion kann darin bestehen, daß entweder Kämme, Bürsten usw. (je nach der Staböffnung) mittels Ketten und Rollen über die ebenen Rechenflächen geführt werden (Fig. 51) oder daß bei runder Rechenfläche feste Abstreicher am besten außerhalb des Abwassers drehbar gelagert sind (Fig. 52, Düsseldorfer Rechen). Die erste Anordnung zeigen die Anlagen von Manchester, Clichy bei Paris, Köln usw.

Nach Heyd soll, entsprechend den an der Biebricher Rechenanlage gemachten Erfahrungen, bei feststehenden und unter Wasser abgestrichenen Rechen eine steilere Stellung derselben zur Verminderung des Durchdrückens von Schmutzstoffen günstiger sein.

Ist genügendes Gefälle vorhanden, so kann auch die von Baurat Schultz in Posen vorgeschlagene Anordnung Platz greifen. Hier ist der Abstreicher als Stoßrad ausgebildet, welches von der Wasserwelle angetrieben wird.

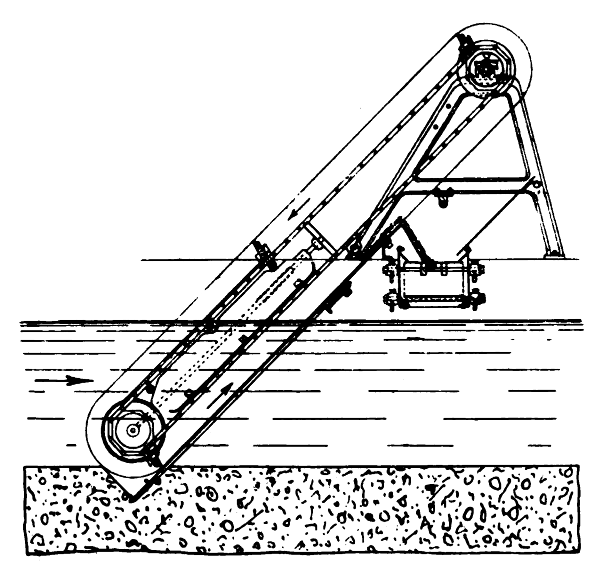


Fig. 51. Kölner Rechen (nach Steuernagel) (ca. $^1/_{100}$ nat. Gr.).

Wegen des oben erwähnten Nachteils des Abstreichens unter Wasser kommen die erwähnten Konstruktionen feststehender Rechen fast nur noch für Grobrechen zur Anwendung.

2. Periodisch bewegte Absiebflächen.

Die Flächen werden ebenfalls zweckmäßig für Reinigungsperioden von einigen Stunden bemessen. Ist die im Abwasser still ruhende Siebfläche mit Schwimmstoffen bis zur Aufstaugrenze bedeckt, so wird die Fläche teilweise oder ganz aus dem Abwasser herausbewegt, um die Reinigung außerhalb des Wassers wesentlich einfacher und leichter durchführen zu können, z. B. unter Zuhilfenahme von Druckwasser zum Abspritzen der Flächen usw.

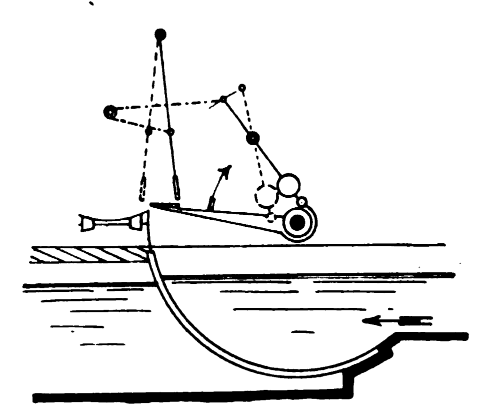


Fig. 52 (schematisch).

Eine Vorrichtung mit teilweiser Beweglichkeit ist das Rothesche Fangsieb (Fig. 53), ein im Abwassergerinne flachliegender, während des Betriebes vollständig überstauter Profil-Stabrechen; das dem Abwasserzufluß zugekehrte Ende ist beweglich (drehbar) gelagert. Die im Stau über der Fläche sich ansammelnden Stoffe werden bei der Aufbewegung des beweglichen Endes auf der Fläche entlang gespült, bis sie sich am hinteren Ende

der Siebfläche ansammeln, von wo sie über Wasser abgekehrt oder abgeschoben werden können.

Werden, wie oben erwähnt, Siebflächen ganz aus dem Abwasser hochgehoben, so muß das betreffende Gerinne durch Schützen abgeschlossen

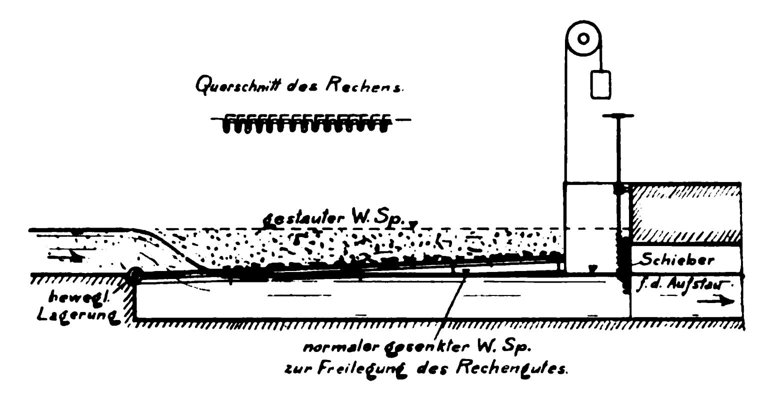


Fig. 53. Fangsieb von Rothe & Co., Berlin (schematisch).

werden können; besser wird eine zweite Absiebfläche hinter der ersten angeordnet. Derartige doppelte Konstruktionen sind notwendig bei den Kipprechen, bei welchen die Rechenflächen um eine Drehachse ganz aus dem Abwasser herausbewegt werden (z. B. bei dem Allensteiner Rechen), sowie bei Sieben, die (wie in der Anlage zu Baden-Baden) mittels Rollen in Führungsschienen aus dem Abwasser hochgezogen werden (Fig. 54). Das Gewicht der vollgelagerten Absiebfläche sowie die Reibungswiderstände werden durch Gegengewichte ausgeglichen, um den Handbetrieb zu erleichtern.

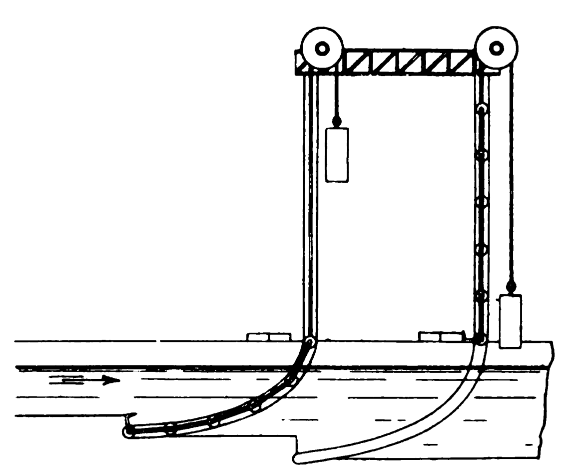


Fig. 54 (schematisch).

Der Flügelrechen von Schneppendahl vereinfacht die Arbeitsweise des Aufziehens und Wiedereinsetzens der Rechenflächen, indem hier die einzelnen Rechenflächen zu einem Flügelrade verbunden sind, so daß bei jedem Stand des Rechenrades der Abwasserquerschnitt geschlossen wird.

3. Kontinuierlich bewegte Absiebflächen.

Bei größeren Abwassermengen erfordern die Freihaltung einer genügenden Durchflußöffnung und insbesondere die Abstreichung über Wasser eine entsprechende kontinuierliche Bewegung des Siebs durch motorischen

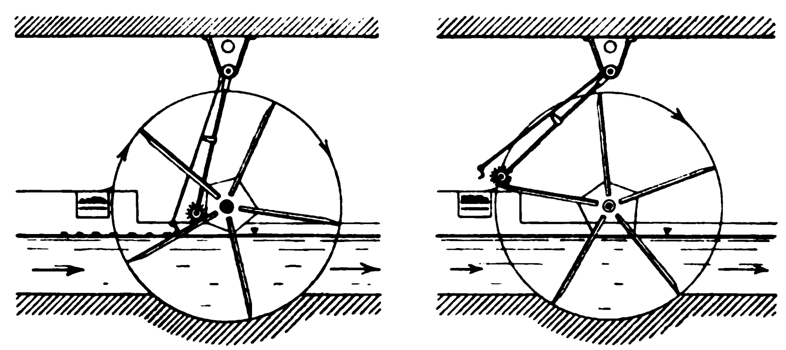


Fig. 55. Frankfurter Rechen (schematisch).

Antrieb des letzteren sowie der Abstreichvorrichtung. Derartige maschinell bewegte Rechen können als Flügelrechen, Bandrechen, Scheibenrechen, Trommelrechen usw. gestaltet werden.

Zunächst lag es nahe, von den unter 2 aufgeführten Konstruktionen auszugehen und sie mit maschinell über Wasser angeordneten Abstreichvorrichtungen zu versehen. Eine derartige Konstruktion ist z. B. der sogen. „Frankfurter Rechen“, ein Schneppendahlscher Rechen mit maschineller Abstreichvorrichtung (s. Fig. 55).

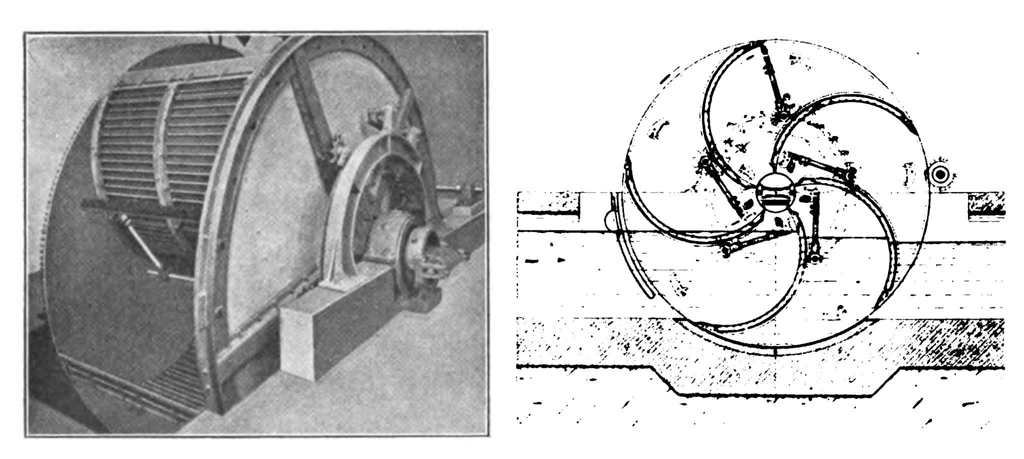


Fig. 56. Siebschaufelrad der Firma Geiger, Karlsruhe (ca. 1/100 nat. Gr.).

Ein Flügelradrechen ist ferner das neue Siebschaufelrad (Patent Geiger, Karlsruhe) der Versuchsanlage in Straßburg i. E. (Fig. 56). Die einzelnen Rechenflügel sind gewölbt und werden durch bewegliche, in den einzelnen Feldern angeordnete Abstreicher über Wasser nach einem in der horizontalen hohlen Radwelle einmontierten Transportband abgestrichen.

Bei zunehmender Wassertiefe ist es bisweilen von Vorteil, die Rechenfläche als endloses über zwei Drehkörper geschlossenes Band anzuordnen; von den Drehkörpern befindet sich der eine über dem Abwasser, während der zweite im Abwasser dicht über der Sohle des Gerinnes läuft. Die Siebflächen selbst können aus nachgiebigen elastischen Sieben, z. B. aus Drahtnetzen, bestehen, wenn ein hoher Aufstau und ein entsprechender Wasserdruck nicht zu befürchten sind.

Ist ein stabileres Rechenband erforderlich, so wird das endlose Band als „Gelenkkette" ausgebildet, deren einzelne Glieder aus Stabrechenfeldern bestehen. Eine Anlage dieser Art ist das Rechensystem von Brunnotte in Hamburg (Fig. 57), welches von der Maschinenfabrik Magdeburg-Buckau ausgeführt wird. Nach diesem System sind die selbständigen Absiebungsanlagen in Hamburg sowie die Rechenanlage der Pumpstation in Schöneberg bei Berlin ausgebildet. Die Abstreichung bei diesen Rechen erfolgt außerhalb des Wassers mittels eines bewegten Reinigungskammes, der so (gewöhnlich elektrisch) gesteuert wird, daß er bei jedem Rechenglied aus- und eingreift.

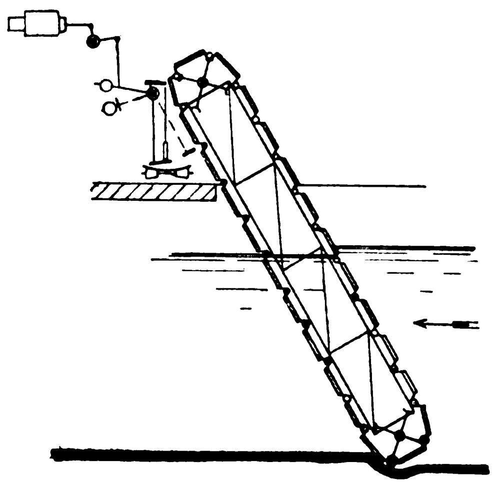


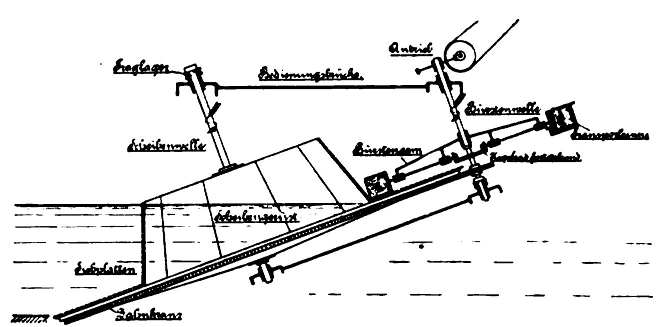
Fig. 57. Rechensystem Brunotte, Maschinenfabrik Magdeburg-Buckau (schematisch).

Neuerdings sind verschiedentlich Scheibenrechen als verbesserte sogen. „Separatorscheiben" von Riensch durch die Maschinenfabrik Wurl-Berlin-Weißensee zur Ausführung gelangt. Wie in Fig. 58 ersichtlich, ist die aus Siebblech oder gefrästen Siebplatten bestehende versteifte Scheibe unter flachem Winkel im Abwassergerinne dicht an dasselbe anschließend angeordnet. Die Abstreichung der Scheibe erfolgt mittels Bürstenrads (diejenige des aufrechtstehenden Versteifungssiebs mittels besonderer Bürstenwelle), dessen Bürsten „geschleppt" werden, damit sie stets dicht aufliegen. Derartige Scheiben sind in Bremen, Graudenz, Dirschau, Dresden usw. gewählt. Die Ausbildung und Anordnungsweise dieses Systems läßt dasselbe insbesondere als Feinabsiebungsanlage sehr geeignet erscheinen. Bei derartigen Siebflächen mit gefrästen Schlitzen ist eine Absiebung auf 1 mm und weniger noch in befriedigender Weise zu erreichen. Über die Beurteilung der verschiedenen Absiebungsanlagen speziell in maschinentechnischer Hinsicht vergleiche Jastrow [1].

An Stelle der Rad- oder Scheibenform für rotierende Rechen oder Siebe kann deren Anordnung auch als Trommel erfolgen, am nächstliegendsten in der Weise, daß die Trommel um eine parallel zur Abwasserrichtung (gewöhnlich über dem Wasserspiegel) angeordnete Drehachse rotiert und das Abwasser von innen nach außen durch den als Sieb ausgebildeten Trommelmantel durchtritt.

Ein Beispiel dieser Art ist der sogen. Lehmannsche Fasernfänger [2], dessen Konstruktion aus Fig. 59 ersichtlich ist. Das Trommelsieb desselben

von ca. 1 m Durchmesser besteht aus Messinggaze von 1 mm Maschenweite. Bei 5 Umdrehungen in der Minute konnten mit dem Apparat stündlich ca. 150 cbm Abwasser mit 800 bis 900 mg ungelösten Stoffen im Liter (feine Fasern) behandelt werden, wobei eine Abnahme dieser Stoffe im Abfluß von 67 Proz. im Mittel bewirkt wurde. Die Siebreinigung erfolgt mittels Gebläseluft. Nach Maßgabe des erwähnten mit Erfolg behandelten Abwassers ist anzunehmen, daß derartige Apparate im Prinzip sich auch für städtisches Abwasser verwenden lassen.



Typischer Aufbau einer Separatorscheibe.

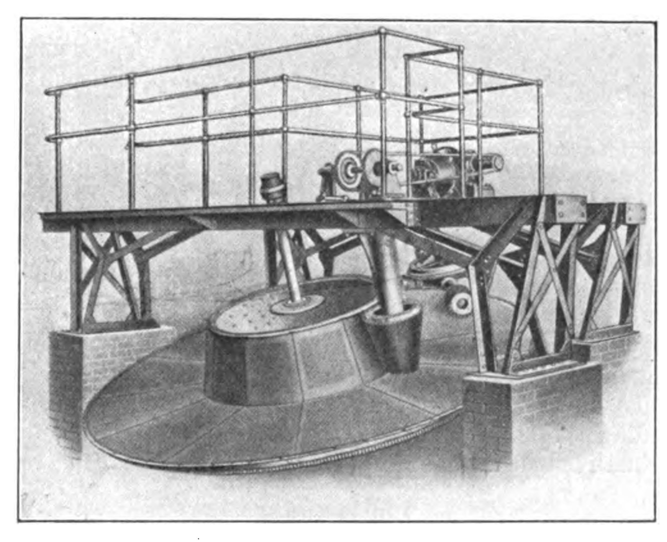


Fig. 58. Separatorscheibe (Riensch) der Maschinenfabrik Wurl, Weißensee-Berlin. (1/100 nat. Gr.)

Gegenüber den oben erwähnten rotierenden Anlagen, die bei den seither gewählten großen Abmessungen nur eine geringe Umfangsgeschwindigkeit (ca. 10 cm/sec.) besitzen, zeigt der Lehmannsche Fasernfänger, daß auch kleinere Apparate mit größeren Umgangsgeschwindigkeiten (bis 20 oder 30 cm/sec) brauchbar sind und außerdem billiger und verhältnismäßig leistungsfähiger werden.

Ein größeres Trommelsieb ähnlicher Art stellt auch die neue Siebanlage in Bromberg (vgl. Metzger [3]) dar, ebenso die Versuchskläranlage in Mainz (nach Metzger und Windschild).

Bemessung der Absiebflächen.

Über die günstigsten Verhältnisse in bezug auf Größe der eingetauchten Siebfläche und Umdrehungsgeschwindigkeit, die naturgemäß auch von der Abwasserbeschaffenheit im einzelnen Falle abhängen, liegen im übrigen noch keine abgeschlossenen Untersuchungen vor.

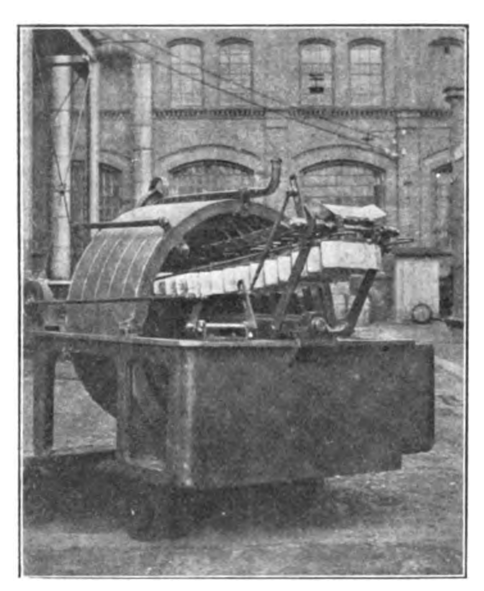


Fig. 59. „Fasernfänger" von A. & A. Lehmann, Niederschönweide-Berlin. (ca. 1/50 nat. Gr.)

Allgemein ist es erforderlich, daß die freie Durchflußfläche einer im Abwasser feststehenden (periodisch oder kontinuierlich abgestrichenen) oder durch letzteres in der Zeiteinheit bewegten Siebfläche so groß bemessen wird, daß durch die Auflagerung der vom Abwasser in der entsprechenden Zeit mitgeführten maximalen Schmutzstoffmenge und die dadurch bedingte Verringerung der freien Durchflußfläche kein schädlicher Aufstau entsteht.

Am besten werden die Grundlagen für die Bemessung im einzelnen Fall durch praktische Versuche ermittelt.

Im allgemeinen läßt sich sagen, daß kontinuierlich bewegte Rechen ungleich leistungsfähiger sind als feststehende (vgl. [3]).

Der Wassergehalt des Rechenguts beträgt 82 bis 85 Proz. Infolge dieses relativ geringen Wassergehalts ist die Beseitigung dieser Rückstände im allgemeinen keine schwierige.

Das abgestrichene Rechengut wird gewöhnlich kompostiert. Wo hierzu die Möglichkeit fehlt, empfiehlt es sich, wie in Amerika vielfach üblich, das verhältnismäßig leicht preßfähige Rechengut in kleinen Pressen zu verdichten und die Preßkuchen durch Verbrennen in der Feuerung der Maschinenanlage unschädlich zu machen.

Zertrümmerungsanlagen.

Vielfach erfolgt eine Absiebung nur zu dem Zwecke, die zurückgehaltenen Stoffe zu zerkleinern, um ihren Durchgang durch die weiteren Ableitungsanlagen (Pumpen, Rohrleitungen usw.) zu ermöglichen oder eine Abfuhr des Rechengutes zu ersparen. Die Zertrümmerung erfolgt bei kleinen Anlagen mittels Druckwasser, bei großen durch besondere Maschinen (Quetsch- und Schneidewalzen), z. B. in der Pumpstation des Radialsystems XI in Berlin.

Effekt der Absiebung.

Der eigentliche Absiebungseffekt einer bestimmten Absiebungsanlage wird wie nachstehend unter 1 ermittelt. Hand in Hand damit ist festzustellen, ob und inwieweit grobe Abwasserbestandteile bei der Absiebung durch die Rechenanlage zertrümmert werden; es ist also zu ermitteln, ob

die Menge der suspendierten Stoffe, deren Volumen kleiner ist als die Maschenweite des Rechens, vor und hinter der Rechenanlage die gleiche geblieben ist oder ob und in welchem Grade die Menge hinter dem Rechen zugenommen hat.

Die absoluten überhaupt ausscheidbaren Mengen bei bestimmter Schlitzbreite hängen im übrigen (abgesehen von der Zerkleinerung durch die Rechenanlage selbst) von der jeweiligen Beschaffenheit des Abwassers und seines Transportwegs bis zur Anlage ab. Die Effekte verschiedener Anlagen lassen sich deshalb nicht direkt in Vergleich bringen (vgl. [4]). Nach Schmidtmann [5] beträgt z. B. der Effekt der Absiebungsanlagen (Absiebung bis auf 3 mm) von Düsseldorf 0,04, von Köln 0,05 l pro Kopf und Tag.

Bei der Dresdener Versuchsanlage (Abwasser ohne Fäkalien) wurden nach Klette [6] bei 2 mm Absiebung (Rienschscheibe) nur 0,015 bis 0,022 l pro Kopf und Tag erhalten. Bei kürzerem Transportwege kann der Effekt ein mehrfach größerer sein; so werden z. B. durch die Rechenanlage der mitten im Entwässerungsgebiet gelegenen Pumpstation von Schöneberg bei Berlin bei 1,5 cm Stabweite bereits 0,05 l pro Kopf und Tag ausgeschieden.

Bei der Abscheidung von Wollfasern stellte Zahn [2] bei 1 mm Absiebung eine Abnahme der ungelösten Stoffe von 67 Proz. fest.

Die Ermittlung der sogen. gelösten Stoffe in dem auf S. 169 angegebenen Umfange kommt für die Bewertung des Effektes einer Absiebanlage im allgemeinen nicht in Frage. Zum Zwecke der Feststellung der Einwirkung durch Siebanlagen behandelter Abwässer auf die Vorflut sind dagegen nicht nur die ungelösten, sondern auch die gelösten Abwasserbestandteile zu ermitteln, und zwar die letzteren im filtrierten Abwasser oder besser noch im filtrierten und im nichtfiltrierten Abwasser. Bei der Probeentnahme ist zu beachten, daß infolge der geübten Behandlung des Abwassers durch Siebanlagen eine Vermischung der verschiedenen Abwässer in der Anlage nicht eintritt, daß vielmehr unter Umständen ein in weiten Grenzen in seiner Zusammensetzung schwankendes Abwasser zur Untersuchung stehen kann.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle:

1. Fortlaufende Messung und Wägung des abgefangenen Rechenguts (bei registrierter Abwassermessung), Bestimmung des Wassergehalts des Rechengutes.
2. Prüfung der Siebflächen (auch der Rückseiten) auf genügende Reinhaltung durch die Abstreichvorrichtungen usw.
3. Feststellung, ob durch die Rechenanlage grobe Stoffe zertrümmert werden oder nicht, durch Ermittlung der Gesamtmenge der ungelösten Abwasserbestandteile hinter der Rechenanlage und der Menge der ungelösten Abwasserbestandteile, die ein kleineres Volumen als die Durchtrittsöffnungen der Siebfläche haben, vor der Rechenanlage.
4. Kontrolle der Behandlung bezw. Abfuhr des Rechengutes.
5. Beschränkung des Kontakts zwischen Rechengut und Bedienungsmannschaft auf ein Minimum.
6. Fortlaufende Untersuchung der Rechenanlagenabflüsse auf ungelöste und auf gelöste Stoffe mit Rücksicht auf die Einwirkung der behandelten Abwässer auf die Vorflut.

Literatur zu VI:

1) Jastrow, Maschinelle Abwasserreiniger. Dr.-Diss., Berlin 1908.
2) Reichle u. Zahn, Mitteilungen aus der Königlichen Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1908, Heft 10.
3) Metzger, Techn. Gemeindeblatt 1906/07, S. 73. Versuche zur Vorreinigung städtischer Abwässer in engmaschigen Sieben; ferner Techn. Gemeindeblatt 1910, Nr. 5 und 6.
4) Schiele, Wasser und Abwasser Nr. 1, Bd. I, Berlin 1909.
5) Schmidtmann, Vierteljahrsschr. für gerichtl. Medizin und öffentl. San.-Wesen. 3. Folge, XXXV, 2, 1908.
6) Klette, Betriebsergebnisse der Versuchsreinigungsanlage der Stadt Dresden. Gesundheit 1907, Nr. 22.

VII. Sedimentationsanlagen.

Die Frage, ob vor der Sedimentation der leichteren (organischen) Schmutzstoffe eine vorherige Abfangung der schweren mineralischen Stoffe, des Sandes, einzurichten ist, hängt wie die Frage der vorherigen Absiebung der Abwässer von der Art der Entfernung des sedimentierten Schlammes und seiner weiteren Behandlung ab. Bei großen Anlagen ist eine vorherige stufenweise Abfangung der groben Schwimm- und Sinkstoffe durch Rechen und Sandfang meist zweckmäßig, weil das von groben Stoffen befreite Abwasser gleichmäßiger sedimentiert und weil mit Rücksicht auf den verschiedenen Wassergehalt der im Sandfang (76 Proz.) und an den Rechen (82—85 Proz.) gewonnenen Rückstände die getrennte Gewinnung in bezug auf die Beseitigung derselben vorteilhaft ist.

Bei kleinen Anlagen lohnt sich eine derartige getrennte Ausscheidung der einzelnen Schmutzstoffarten gewöhnlich nicht.

a) Sandfänge.

Bei Abwässern des Mischsystems, welche bei Regen erhebliche Sandmengen mit sich führen, wird es notwendig, diesen Sand vor der weiteren Behandlung der Abwässer abzufangen. Dies wird erreicht durch Verlangsamung der Wassergeschwindigkeit auf mindestens 2 dcm pro Sekunde durch entsprechende Vertiefung, eventuell auch Verbreiterung des Zulaufgerinnes. Die Sohlenunterbrechung wird mit Vorteil möglichst steil und unvermittelt in der Weise angeordnet (s. Fig. 60), daß der Sand, durch die Sohlenvertiefung zum Absinken veranlaßt, nicht das Auslaufende erreichen kann. Um das Ausfallen von organischen Schmutzstoffen zu verhüten, empfiehlt es sich im übrigen, die Wassergeschwindigkeit nur so weit zu verringern, als es eben die Sandabscheidung erfordert.

Zur Bemessung der Größe des Sandfangs ist eine ungefähre Schätzung der zu erwartenden Sandmengen erforderlich. Für die Entfernung des Sandes aus kleinen Sandfängen genügen bisweilen herausnehmbare Sandeimer, Baggerschaufeln oder von Hand angetriebene Becherwerke. Bei größeren Anlagen, wo für andere Zwecke (Schlammpumpen usw.) motorischer Antrieb bereits benötigt wird, ordnet man maschinell angetriebene Sandbagger (Paternosterwerke) in der Weise an, daß das Baggergut mittels Schüttrinne direkt in die Abfuhrwagen ausgeworfen wird.

Vor dem Sandfang wird gewöhnlich ein Grobrechen auch deswegen angeordnet, um Schwimmstoffe zurückzuhalten, die das Getriebe der Baggervorrichtung schädigen könnten. Mit Vorteil wird bisweilen auch der Bagger-



schlitz quer zur Abflußrichtung angeordnet (s. Fig. 60). In jedem Fall ist es erforderlich, daß die Baggerleiter aus dem Sandfang hoch bewegt werden kann zwecks Vornahme von Reinigungen und Reparaturen, insbesondere an dem unteren Drehkörper.

Läßt es sich, wie z. B. bei großen Sandfängen von Pumpstationen, nicht vermeiden, daß auch Schlamm zum Absitzen gelangt, dessen Anfall und Abfuhr in Wohngebieten unerwünscht ist, so empfiehlt es sich, den Schlamm vor der Baggerung durch Druckwasser auszuspülen.

Die Sedimentation der suspendierten (organischen) Stoffe.

Um die suspendierten Schmutzstoffe, die (nach vorheriger Sandabfangung) zum gleichen, vielfach auch zum größeren Teil aus organischen Stoffen bestehen, zum Absitzen zu bringen, muß die Wassergeschwindigkeit noch weiter, je nach dem zu erzielenden Effekt bis auf wenige mm/sec verlangsamt werden. Zwar hängt die Ausscheidung der suspendierten Stoffe nicht

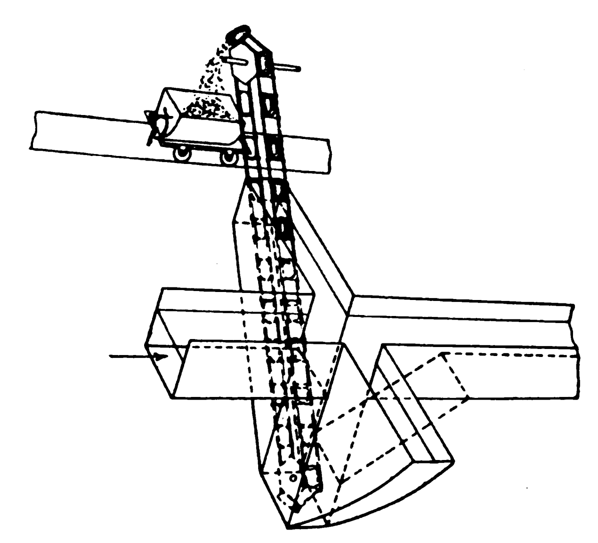


Fig. 60. Sandfang mit Bagger (schematisch).

von der Wassergeschwindigkeit allein ab, wie weiter unten noch näher auszuführen ist. Selbst bei absoluter Ruhe des zu sedimentierenden Abwassers gelingt es nicht, hierdurch allein die gesamten suspendierten Stoffe zur Ausscheidung zu bringen. Die allerfeinsten Suspensionen bleiben schwebend im Abwasser und folgen nicht dem Gesetze der Schwere; sie lassen sich höchstens noch durch Zuhilfenahme der Attraktion und Adhäsion an eingebrachten Flächen zum Teil reduzieren.

Bei der Sedimentation wird als Endziel eine möglichst ausgesprochene Scheidung in eine Sinkschicht und in eine Schwimmschicht angestrebt, zwischen welchen das eigentliche geklärte Abwasser sich befindet.

Bei den reinen Sedimentieranlagen wird nur eine Ausscheidung der suspendierten Stoffe bezweckt; in seiner übrigen Beschaffenheit soll das Abwasser möglichst unverändert die Anlage wieder verlassen.

Die Schwimmschicht zeigt bei reinen Sedimentieranlagen nur ein geringes Wachstum (am stärksten bei Fettfängern); ihre Entfernung ist gewöhnlich einfach zu bewirken.

Die Bildung einer Schwimmschicht kann bisweilen (durch besondere Konstruktionen und Betriebsverhältnisse — Fettfänger —) begünstigt werden; dagegen bildet sich in jedem Falle eine Sinkschicht.

In dem abgesetzten Schlamm treten nach einer gewissen Zeit Fäulnisvorgänge und gleichzeitig damit eine Zersetzung der Zellulose ein, die sich durch Aufsteigen von Gasblasen (Sumpfgas) bemerkbar macht (s. auch S. 238). Bei zunehmender Gasentwicklung wird der auf dem Boden lagernde Schlamm in Form von Schlammfladen mit hochgerissen und dadurch die weitere Sedimentation des Abwassers gestört. Für eine Sedimentieranlage ist es also von größter Wichtigkeit, daß die Sinkschicht aus ihr entfernt wird, sobald die erwähnten Veränderungen des Schlammes, insbesondere die Sumpfgasgärung bemerkt werden.

Bezeichnet M die sekundliche Zuflußmenge, Q einen mittleren wirksamen Querschnitt senkrecht zur Durchflußrichtung gemessen, so ist die sekundliche Geschwindigkeit $v = \frac{M}{Q}$. Bezeichnet ferner l die Durchflußlänge einer Absitzanlage, so ist die Durchflußzeit $t = \frac{l}{v} = \frac{l \cdot Q}{M}$. Das Produkt $l \cdot Q$ stellt den wirksamen Inhalt der Sedimentieranlage dar. Die Sedimentierdauer t, welche hauptsächlich (s. u.) für den Kläreffekt maßgebend ist, stellt sich also als eine Funktion des wirksamen Inhaltes der Sedimentieranlage dar.

Die Wasserbewegung vom Zulaufgerinne in die Absitzanlage (die Bewegung innerhalb letzterer bei veränderlichem Querschnitt) sowie die Wasserbewegung im Abfluß der Sedimentieranlage vollzieht sich nach den Gesetzen der ungleichförmigen Wasserbewegung. Das wichtigste Moment derselben ist die Stetigkeit des Übergangs von der einen Bewegungsgeschwindigkeit in die andere.

Als wirksame Abmessungen (d. h. für die auf die Sedimentation des Abwassers in Rechnung zu ziehenden) können nur diejenigen gelten, innerhalb welcher dieser stetige Übergang gewährleistet ist.

Nach der vorwiegenden Durchflußrichtung des Wassers lassen sich die Sedimentieranlagen einteilen in solche mit vorwiegend horizontaler Wasserbewegung, wie sie bei Becken stattfindet, und solche mit vorwiegend auf- und absteigender Wasserbewegung, welche die Brunnen-(Turm-)Klärung kennzeichnet.

Die Bewegung der suspendierten Stoffe (mit Ausnahme der allerfeinsten ungelösten Bestandteile) erfolgt, wie erwähnt, bei wirbelfreier Gesamtwasserbewegung nach den Gesetzen der Schwerkraft, also abwärts.

Bei vorwiegend horizontaler Wasserbewegung erfahren die absinkenden Schmutzstoffe durch die Schwerkraft eine Ablenkung; sie beschreiben flache Parabeln. Schwerere kompaktere Schmutzteilchen werden naturgemäß früher zu Boden sinken als die feineren und leichteren, und da ferner die feineren Schmutzteilchen ein größeres Wasserbindungsvermögen aufweisen als die gröberen (s. oben), so wird der Wassergehalt des anfallenden Schlammes gegen den Beckenablauf hin zunehmen. Je kleiner die Wassergeschwindigkeit, desto mehr wird sich die Hauptschlammenge gegen den Einlauf hin gruppieren.



Bei aufsteigender Wasserbewegung wirkt die Wassergeschwindigkeit den absinkenden Stoffen zum Teil entgegen. Damit die Sedimentation hierdurch nicht zu sehr beeinflußt wird, muß man die aufsteigende Wassergeschwindigkeit möglichst gering wählen, gewöhnlich nicht über wenige Millimeter pro Sekunde. Andererseits scheinen alsdann die absinkenden Stoffe auf die aufsteigenden einen günstigen Einfluß insofern auszuüben, daß sich die Schmutzteilchen zum Teil vereinigen und die so vergrößerten Suspensionen leichter absinken. Zur vollständigen Aufklärung dieses Punktes bedarf es jedoch noch entsprechender Versuche, bei denen u. a. auch dem spezifischen Gewichte der ungelösten Stoffe und des Abwassers selbst mehr Beachtung als bisher zu schenken ist (s. S. 170). In gewissen Fällen nimmt man auch Zusätze zum Abwasser zu Hilfe, die als Beschwerungsmittel unter Flockenbildung die einzelnen Schmutzteilchen umhüllen und dadurch die infolge ihres geringen spezifischen Gewichts an sich nicht ausscheidbaren Stoffe, gewissermaßen passiv, mit zu Boden reißen (s. Fällungsanlagen).

Bei vorwiegend absteigender Wasserbewegung im Sedimentierraum ist, da hier die Richtungen der Schwerkraft und der Wasserbewegung zusammenfallen (falls die Zone, in welcher die Richtungsänderung der Wasserbewegung erfolgt, richtig konstruiert ist), die Abtrennung der ungelösten Stoffe ebenfalls eine günstige.

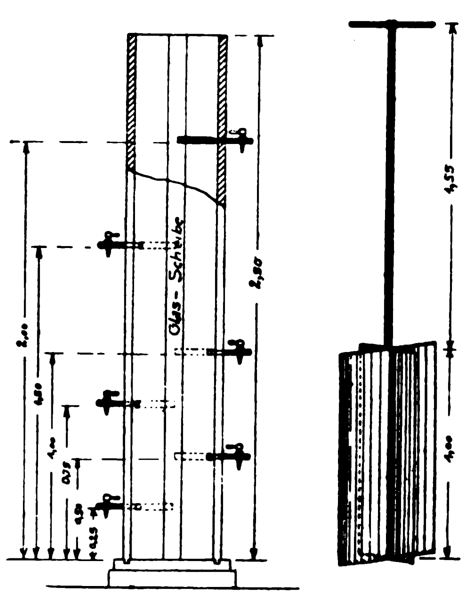


Fig. 61. Stehgefäß für Sedimentationsproben (Kölner Versuche).

Sämtliche Sedimentieranlagen sind derart einzurichten, daß durch das eintretende Abwasser weder die Schwimmschicht noch die Sinkschicht durch Aufwirbelung gestört oder zum Teil mitgeführt werden. In entsprechender Weise sind auch die Ableitungen aus den Sedimentieranlagen zu gestalten. Besondere Aufmerksamkeit erfordert die Gestaltung der Ein- und Ableitungen bei größeren Temperaturveränderungen im Abwasser zur Vermeidung schädlicher Strömungen. Über die allgemeine Anordnung von Sedimentationsanlagen für Desinfektionszwecke s. letztere.

Um über die Sedimentationsverhältnisse des zu behandelnden Abwassers einen Anhaltspunkt oder im späteren Betrieb einen Vergleichsmaßstab zu gewinnen, werden genügend große Durchschnittsproben des betreffenden Abwassers in graduierten (im unteren Teil verengten) Standzylindern, nachdem die Wirbelbewegungen des eingefüllten Abwassers abgedämpft worden sind, der Sedimentation unterworfen und letztere während einiger Stunden beobachtet. Für die Bestimmung der Abnahme der ungelösten Stoffe im Abwasser kann man auch in der Weise verfahren, daß ein höheres Standgefäß verwendet wird (bei Becken nimmt man zweckmäßig eine der mittleren Wassertiefe derselben entsprechende Höhe), aus welchem in verschiedenen Zeitabständen Proben des sedimentierenden Abwassers mittels

Auslaßhähne in entsprechender Tiefe entnommen und untersucht werden können (s. das bei dem Kölner Versuch benutzte Gefäß Fig. 61). Zweckmäßig wird für bestimmte Beobachtungszeiten der Anfall bzw. die Abnahme der suspendierten Stoffe graphisch aufgetragen, wodurch man die Sedimentverhältnisse des betreffenden Abwassers als Sedimentierkurve erhält (s. unten Sobald nach längerer Ruhe (6—10 Stunden) keine Abnahme der ungelösten Stoffe mehr festzustellen ist, ist die Grenze der Sedimentation erreicht; die im Abwasser noch vorhandenen, praktisch nicht ausscheidbaren suspendierten Stoffe sind bei der Beurteilung des Effektes zu berücksichtigen. Bei den Versuchen von Steuernagel und von Uhlfelder und Tillmans betrug die Menge der praktisch nicht ausscheidbaren Suspensionen rund 50 mg/l und bestand überwiegend aus organischen Stoffen.

Den wichtigsten Faktor für die Beurteilung bildet die genaue Bestimmung der gesamten aus einer bestimmten Abwassermenge abgefangenen Sinkschicht (Gesamtschlammenge) und der Schwimmschicht.

Daneben wird die Zusammensetzung der Zu- und Abflüsse (periodisch sowie an größeren Durchschnittsproben) ermittelt. Die erhaltenen Analysenergebnisse des Rohwassers und des gereinigten Wassers werden nach ihrer absoluten Größe bewertet; sie zur Berechnung einer prozentualen Abnahme zu verwenden, wie vielfach üblich, ist im allgemeinen nicht zu empfehlen.

Bei mehrstündiger Sedimentation, bei welcher die Abwässer in der Anlage einen gewissen Ausgleich erfahren, können zur laufenden Kontrolle der Abflüsse die Schleuderung nach Dost oder die Aussedimentierung in Absitzgläsern, wie sie Dunbar (Versuche in Wolfenbüttel) und auch Spillner [11] anwenden, Verwendung finden.

Von Wichtigkeit ist in erster Linie die Feststellung der Abnahme der suspendierten organischen Substanzen. Dabei ist zu beachten, daß den feinsten organischen Suspensionen, die sich zuletzt abscheiden, das größte Wasserbindungsvermögen zukommt.

Ein Mehreffekt in der Ausscheidung der letzteren auch nur von wenigen Prozenten ist deshalb insbesondere bei selbständigen Anlagen an kleinen Vorflutern bisweilen von erheblicher Bedeutung und keineswegs zu vernachlässigen.

Beispiel. Bei einem Abwasser von 500 mg im Liter suspendierten organischen Stoffen bedeutet 1 Proz. Mehrausscheidung (zum Schluß der Sedimentation) eine Mehrausscheidung von $5 \cdot 50 = 250$ ccm Schlamm von z. B. 98 Proz. Wasser pro 1 cbm Abwasser.

Selbst bei gleichen Sedimentationsverhältnissen werden verschiedene Abwässer im allgemeinen sich verschieden verhalten. Die erzielten Effekte verschiedener Anlagen lassen sich daher nur mit größter Vorsicht vergleichen oder auf andere Fälle, selbst mit ähnlichem Abwasser übertragen.

An der Hand der Sedimentationskurve kann im einzelnen die notwendige Aufenthaltsdauer ermittelt werden, wobei der Grad des zu erzielenden Effektes bei Vorreinigungsanlagen von der Art der weitergehenden Reinigung und bei Absitzanlagen als alleinige Klärung von der Beschaffenheit des Vorfluters abhängig zu machen ist. Für selbständige Absitzanlagen kann durchschnittlich eine zweistündige Aufenthaltsdauer angenommen werden; die definitive Belastung wird bei derartigen Anlagen notwendigerweise von den Betriebsergebnissen, insbesondere von der Einwirkung des Abwassers auf die Vorflut abhängig zu machen sein.

Die zweckmäßigste Klärgeschwindigkeit hängt von der Art der Absitzanlage ab. Bei abnehmender Klärgeschwindigkeit nimmt bei gleicher Aufenthaltsdauer im allgemeinen der Wassergehalt des anfallenden Schlammes zu infolge des oben erwähnten größeren Wasserbindungsvermögens der alsdann zur Ausscheidung gelangenden feineren organischen suspendierten Bestandteile.

Die untere Grenze der Klärgeschwindigkeit hängt praktisch bisweilen von der im einzelnen durchführbaren Schlammentfernung und -behandlung (s. später) ab.

b) Klärbeckenanlagen.

Der vorwiegend horizontalen Wasserbewegung entspricht die Form des Beckens. Die ersten Klärbecken wurden in Deutschland von H. W. Lindley im Jahre 1887 in Frankfurt am Main nach englischem Vorbild hergestellt.

Die wichtigsten Versuche in Deutschland über die Wirkungsweise von Klärbecken sind diejenigen von Höpfner und Paulmann in Kassel [1], von Bock und Schwarz in Hannover [2], von Steuernagel in Köln [3], von Schoenfelder in Elberfeld [4] und von Uhlfelder und Tillmans in Frankfurt a. M. [5]. Im folgenden soll auf die Versuche von Hannover, Köln und Frankfurt a. M. als Beispiele näher eingegangen werden.

Die Versuche von Bock und Schwarz in Hannover.

Die Versuche wurden an 50 bzw. 75 m langen Becken von 2,5 m mittlerer Breite und 2 m mittlerer Wassertiefe vorgenommen. Die Becken besaßen keinen vertieften Schlammfang hinter dem Einlauf; die Beckensohle fiel nach dem Ablauf zu ab. Das behandelte Abwasser war von verhältnismäßig frischer Beschaffenheit und im übrigen mäßig konzentriert mit durchschnittlich 372 mg im Liter suspendierten organischen Stoffen. Die Ausscheidung der letzteren betrug im 50 m langen Becken bei 27 Tagesversuchen und Geschwindigkeiten von 4,6 bis 8 mm durchschnittlich 55,7 Proz., im 75 m langen Becken bei 41 Tagesversuchen und Geschwindigkeiten von 4 und 10 mm durchschnittlich 61,5 Proz. Im letzeren Falle betrug die Schlammenge rund 3 l/cbm. Der Wassergehalt des Schlammes ist nicht angegeben.

Die Versuche von Steuernagel, Köln.

Das Kölner Versuchsbecken hatte 45 m Gesamtlänge, 8 m Breite und eine mittlere Wassertiefe von ebenfalls 2 m. Vor dem Beckeneinlauf befand sich ein 1,67 m unter die Beckensohle reichender, mit steilen Wänden ausgestatteter Schlammsumpf (s. Fig. 62). Der Übergang von der Wasserbewegung im Zuflußgerinne zu der verlangsamten im Klärbecken wurde mittels verbreiteter Verteilungsgalerie und mittels hölzerner Regulierungsschützen zwischen Schlammsumpf und Becken bewirkt. Der Abfluß war als Überfall ausgebildet.

Das bei den Versuchen verwendete Abwasser stammte aus einer Mischkanalisation; auf dem langen Wege zur Versuchsanlage wurden die festen Abwasserbestandteile in erheblichem Maße zertrümmert. Das nicht mehr ganz frische Abwasser hatte einen durchschnittlichen Gehalt an gesamten Schmutzstoffen von 1200 mg im Liter mit einer Gesamtmenge von 303 mg suspendierten Stoffen; der Gehalt an suspendierten organischen Stoffen betrug durchschnittlich 215 mg im Liter.



Für die Stehprobe diente ein viereckiges Versuchsgefäß von 2,5 m Höhe und 40/40 cm Lichtweite (s. Fig. 61), aus welchem die Proben entsprechend

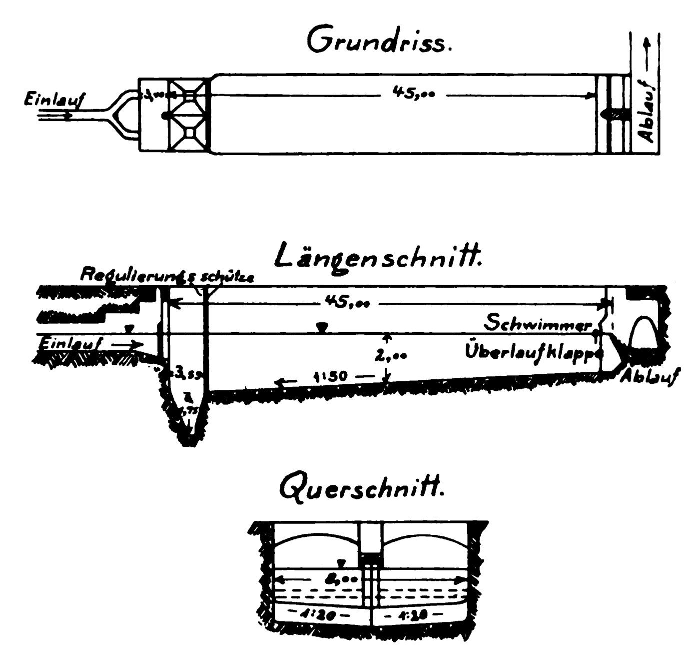
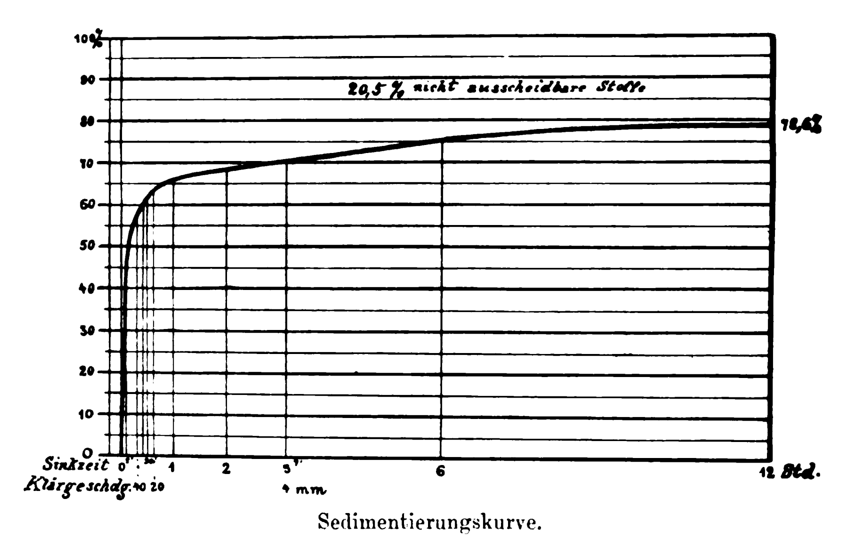


Fig. 62. Versuchsbecken von Köln.

den verschiedenen Sedimentierzeiten (bis zu 12 Stunden) mittels Ablaßhahns in 2 m Tiefe (entsprechend der mittleren Wassertiefe des Beckens) entnommen wurden.



Sedimentierungskurve.

Fig. 63. Sedimentierungskurve der Kölner Abwässer (nach Steuernagel).

An den einzelnen Proben wurde jeweils die Abnahme der suspendierten organischen Stoffe in Prozenten bestimmt.

Die graphische Aufzeichnung der erhaltenen Werte ergibt die in Fig. 63 wiedergegebene Sedimentierungskurve.

Bei den Versuchen hatten sich 20,5 Proz. der suspendierten organischen Stoffe des behandelten Abwassers auch bei längerem Stehenlassen als nicht ausscheidbar erwiesen. Bei Einrechnung der letzteren betrug der Effekt bei 4—20 mm Klärgeschwindigkeit 88 Proz., bei 40 mm 80 Proz. Aus der folgenden Gegenüberstellung der Ergebnisse im Becken und im Versuchsgefäß

Klärgeschwindigkeit in mm	Abnahme der suspendierten organischen Stoffe in Proz.		Zeitdauer der Sedimentierung
	im Becken	im Versuchsgefäß	
4	72,31	70,10	3 Std. 7 Min. 30 Sek.
20	69,08	64,10	37 Min. 30 Sek.
40	58,90	57,40	18 „ 45 „

ergibt sich eine gewisse Übereinstimmung der Ergebnisse in beiden Fällen, woraus Steuernagel schließt, „daß der Kläreffekt nicht von einer besonderen Einwirkung der verschiedenen Klärgeschwindigkeiten abhängt, sondern bei ein- und demselben Kanalwasser im großen und ganzen eine Funktion der Zeitdauer ist, welche den Schmutzteilchen im Becken zu ihrer Niederbewegung zur Sohle gelassen wird“.

Voraussetzungen sind die oben erwähnten Bedingungen der Stetigkeit der Wasserbewegung usw. Aus der Sedimentierungskurve ergibt sich ferner, daß es richtig und notwendig ist, am Beckeneinlauf einen vertieften Schlammsumpf anzuordnen. Den bei den Kölner Versuchen gegenüber dem von Bock erzielten günstigeren Effekt führt Steuernagel im weiteren auf den Umstand zurück, daß bei dem Kölner Becken die Sohle gegen den Ablauf ansteigt.

Bei abfallender Sohle werden die Schmutzteilchen mehr gegen den Ablauf fortgetragen, wo sie, von der Abflußströmung erfaßt, in den Abfluß gelangen können.

Die bei den Kölner Versuchen erhaltene Schlammenge pro cbm Abwasser und der Wassergehalt derselben betrug bei:

Aufenthaltsdauer	Durchflußgeschwindigkeit	
3 Std. 7 Min. 30 Sek.	4 mm	4,04 l, pro cbm 95,57 Proz. Wassergehalt, zus. 178,97 g Trockensubstanz pro cbm Abwasser;
37 „ 30 „	20 „	2,47 l, pro cbm 92,87 Proz. Wassergehalt, zus. 176,11 g Trockensubstanz pro cbm Abwasser;
18 „ 45 „	40 „	1,84 l, pro cbm 91,34 Proz. Wassergehalt, zus. 159,34 g Trockensubstanz pro cbm Abwasser.

Im ersten Falle wurde also mehr als doppelt soviel nasser Schlamm gewonnen als im letzteren.



Die Versuche von Uhlfelder und Tillmans.

Die Frankfurter Anlage umfaßt 2 Gruppen à 7 Becken von je 41,4 m Länge, 5,6 m Breite und 3,05 m Wassertiefe am Einlauf bzw. 2,00 m am Auslauf.

Das Frankfurter Kanalwasser enthält im Durchschnitt 1150 mg Schmutzstoffe. Über die Menge der suspendierten Stoffe siehe die untenstehende Tabelle. Zur Erzielung verschiedener Klärgeschwindigkeiten wurde das Gesamtabwasser jeweils durch 2, 4, 6 usw. bis 12 Becken geschickt. Im Mittel zahlreicher Versuche ergab die Beckenklärung folgende Abnahme der ungelösten Stoffe:

Aufenthaltsdauer	Geschwindigkeit	Abnahme der suspendierten Stoffe
2 Std. 18 Min.	rund 5 mm	insges. 77 Proz. bzw. 71 Proz. organ.
1 „ 9 „	„ 10 „	„ 72 „ „ 69 „ „
46 „	„ 15 „	„ 68 „ „ 64 „ „
24 „ 38 Sek.	„ 28 „	„ 51 „ „ 46 „ „

Im vorliegenden Fall ergab sich nach Ansicht der Versuchsansteller, daß mit einer kleineren Geschwindigkeit als 10 mm (entsprechend einer Aufenthaltszeit von 1 Std. 9 Min.) ein nennenswerter Mehreffekt nicht erzielt wird (vgl. oben die Beurteilung des Effektes). Die Beckenversuche mit 5 bis 10 mm Geschwindigkeit ergaben im Mittel folgenden Kläreffekt der Frankfurter Anlage:

Suspendierte Stoffe	mg im Liter		in Prozenten	
	zus.	org.	zus.	org.
Gehalt des Rohwassers	483	287	100,0	100,0
davon beseitigt Sandfang und Rechen	93	63	19,3	21,9
Gehalt des ungeklärten Wassers .	390	224	80,7	78,1
davon beseitigt durch Becken . .	291	160	60,2	55,8
Gehalt des geklärten Wassers . .	99	64	20,5	22,3
davon nicht ausscheidbare Stoffe .	51	39	10,6	13,6
Noch ausscheidbare Stoffe	48	25	9,9	8,7
			90,1	91,3

Über die Menge und Verteilung des ausgeschiedenen Schlamms auf die Beckenlänge und den Wassergehalt desselben bei diesen Versuchen ist bis jetzt noch nichts veröffentlicht worden.

Die Gestaltung der Becken im einzelnen.

Zunächst gibt, wie oben erwähnt, die Sedimentierkurve bereits genügende Anhaltspunkte für die zur Erzielung eines bestimmten Effektes erforderliche Aufenthaltsdauer. Die Beckenlänge ist alsdann von der zu wählenden Klärgeschwindigkeit abhängig. Letztere wird zweckmäßig nicht über 10—12 mm sec (vgl. [6]) gewählt.

In bezug auf die Schlammentfernung (s. unten) empfiehlt sich, die Becken nicht länger als im allgemeinen 40—50 m zu wählen.

Die mittlere Wassertiefe wird beim Flachbecken, entsprechend den oben erwähnten Bewegungsbahnen der ungelösten Stoffe, zweckmäßig nicht zu groß (durchschnittlich 2 m) gewählt, damit die Schmutzteilchen möglichst bald die Beckensohle erreichen.

Die Breite des Beckens ergibt sich ohne weiteres aus der zu behandelnden Maximalabwassermenge, der beabsichtigten Klärgeschwindigkeit und der Wassertiefe.

Bei Becken (als reine Sedimentationsanlagen) wird man zweckmäßig immer einen größeren Schlammsumpf am Beckeneinlauf anordnen und die Sohle gegen den Ablauf im allgemeinen ansteigen lassen. Die Bemessung des Inhalts des Schlammsumpfes und die Bemessung des für die Schlammlagerung im übrigen Becken erforderlichen Raums über der Sohle erfolgen ebenfalls im Einzelfall nach der Sedimentierkurve des betreffenden Abwassers. Zur Verhinderung, daß feinere Suspensionen am Beckenende nach dem Auslauf emporgerissen werden, empfiehlt sich eine stetige Beckenverbreiterung gegen den Auslauf hin (Kläranlage Neustadt Ober-Schl., Versuchsbecken in Chemnitz und neue Kläranlage Hannover).

Zur Zurückhaltung der Schwimmschicht ist die Anordnung von Tauchwänden (am besten von verstellbaren) vor dem Beckenauslauf, bezw. auch auf die Beckenlänge verteilt, erforderlich.

In baulicher Hinsicht erfordert die Schlammentfernung aus Becken die Befestigung der Wände und Sohlen der Becken. Unbefestigte Becken (Erdbecken) kommen gewöhnlich nur als Provisorien in Frage.

Vergrößerung des Kläreffekts von Becken durch Nutzbarmachung von Oberflächenattraktion und Adhäsion.

Schon vor längerer Zeit wurde von Dervaux zu diesem Zwecke vorgeschlagen, Einbauten in Form von sog. Klärschirmen zu verwenden. In neuerer Zeit sind von Grimm [7] und insbesondere von Travis [8] Vorschläge gemacht worden, solche Attraktionsflächen besonders im mittleren und hinteren Teile des Beckens anzuordnen, wo, wie oben erwähnt, die Abfangung der allerfeinsten ungelösten Stoffe in Frage kommt. Travis verwendet bei der neuen Kläranlage von Norwich eingehängte Holzgitterrahmen („Colloiders"), um den Durchflußquerschnitt nicht zu sehr zu verengen. Außer der Vermeidung erheblicher Querschnittsverengung kommt als weitere Forderung hinzu, daß der Schlamm möglichst von selbst von diesen Flächen abrutscht. Eine periodische gründliche Reinigung der Flächen wird jedenfalls erforderlich. Praktische Erfahrungen mit diesen, vom wissenschaftlichen Standpunkte aus beachtenswerten Anordnungen liegen noch nicht in ausreichendem Umfang vor.

Entfernung der Sinkschicht aus Becken.

Sobald das Aufsteigen von Schlammfladen an die Oberfläche beobachtet wird, muß die Schlammentleerung aus den Becken erfolgen. Dies geschieht in der Weise, daß das betreffende Becken aus dem Betriebe ausgeschaltet und das über dem Schlamm stehende geklärte Wasser in den Abfluß übergepumpt wird. Das den Übergang zur Sinkschicht bildende schlammige Wasser wird in das benachbarte Becken übergepumpt. Für die Entnahme des Wassers aus den einzelnen Schichten dient ein bewegliches Gelenkrohr, das von Schwimmern getragen wird. Durch entsprechende Schieberarmaturen kann das Entnahmerohr einmal an die Klärwasserpumpleitung, im anderen Fall an die Schlammwassersaugleitung angeschlossen werden.

Der im Becken zurückbleibende Schlamm fließt je nach dem Gefälle der Beckensohle zum Teil von selbst nach dem Schlammsumpf, zum Teil muß er künstlich dorthin abgeschoben werden. Dies erfolgt gewöhnlich von Hand mit Gummischiebern. In hygienischer Hinsicht verdienen maschinelle Einrichtungen (z. B. auf die ganze Beckenbreite sich erstreckende Schlammschieber) insofern den Vorzug, als die Arbeiter weniger mit dem Schlamm in Berührung kommen.

In England sind auch Konstruktionen in Betrieb, durch welche der Schlamm von ebenen Flachbeckensohlen nach einzelnen Punkten (Sümpfen für Schlammrohre) zusammengeschoben wird, so z. B. die Schlammsammler nach Fidler, langsam bewegte Spiralen, die von oben angetrieben werden können (Ham, Baker & Co., Ltd., London).

Das Bestreben, die Arbeit des Schlammabstreichens einzuschränken oder ganz zu ersparen, führte zur Auflösung der Sohle in einzelne Schlammtrichter (Schlammbrunnen), so in den Klärbecken von Frankfurt a. M., Elberfeld, Thorn u. a. Über die Entfernung des Schlammes aus letzteren siehe Schlammentfernung bei Brunnenanlagen.

Selbsttätige Schlammabscheidung.

Die bisher geschilderte Schlammentfernung aus Flachbecken hat den Nachteil, daß durch die meist notwendige Ausschaltung der zu entleerenden Becken die Beckenanzahl eine größere sein muß, und daß ferner die Entleerungsarbeit insbesondere von Hand, abgesehen von hygienischen Nachteilen, für sich eine erhebliche und lästige Vermehrung der Betriebsarbeiten bildet.

Man hat deshalb bereits seit Jahren Konstruktionen angestrebt, bei welchen die Schlammabscheidung aus dem Klärraum möglichst selbsttätig erfolgt und der Schlammraum derart ausgebildet ist, daß Reduktionsvorgänge in ihm keinen nachteiligen Einfluß auf das im Sedimentierraum befindliche Abwasser ausüben können (gewöhnlich wird in diesen abgesonderten Schlammräumen der Schlamm absichtlich Reduktionsprozessen unterworfen; s. diese). Derartige Konstruktionen sind

1. das Becken von Travis (Travis Tank) [8].

Wie Fig. 64 zeigt, ist der Beckenquerschnitt (Schnitt A B) durch eingebaute Wände derart geteilt, daß durch letztere und die vertiefte Becken-

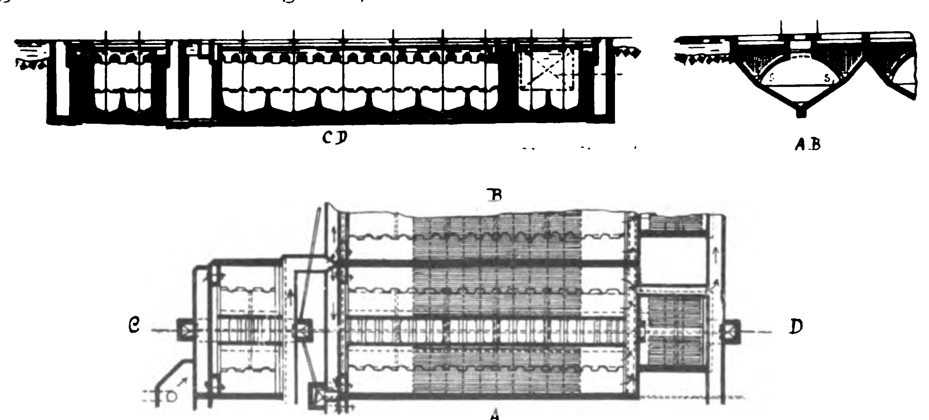


Fig. 64 Beckenanlage in Norwich (nach Travis). (ca. 1/500 nat. Gr.)

sohle ein abgetrennter Schlammraum entsteht. Der Schlammeintritt erfolgt durch die Schlitze s und s_1. Die Gase können zwischen den Wänden hochsteigen und ins Freie gelangen. Während Travis bisweilen absichtlich frisches Abwasser durch den Schlammraum führt, sucht

2. das Imhoffsche Becken der Emscheranlagen [9]

jede Strömung vom Klärraum durch den Schlammraum streng zu vermeiden.

Bei diesen Anlagen wird der anfallende Schlamm ebenfalls Reduktionsprozessen unterworfen und zwar in tiefen Schlammbrunnen (Emscherbrunnen). Durch massive Einbauten (Holzdächer sind in den Firsten schwer gasdicht zu gestalten) aus Eisenbeton oder dergleichen (Fig. 65 und 66) wird ein Becken gebildet, das sich über 2 bzw. 3 Schlammbrunnen erstreckt.

Die Becken haben bei 3 Schlammbrunnen eine Länge von ca. 25 m, bei 2 eine solche von 17 m, die Beckenbreite beträgt 5 m, die übrigen An-

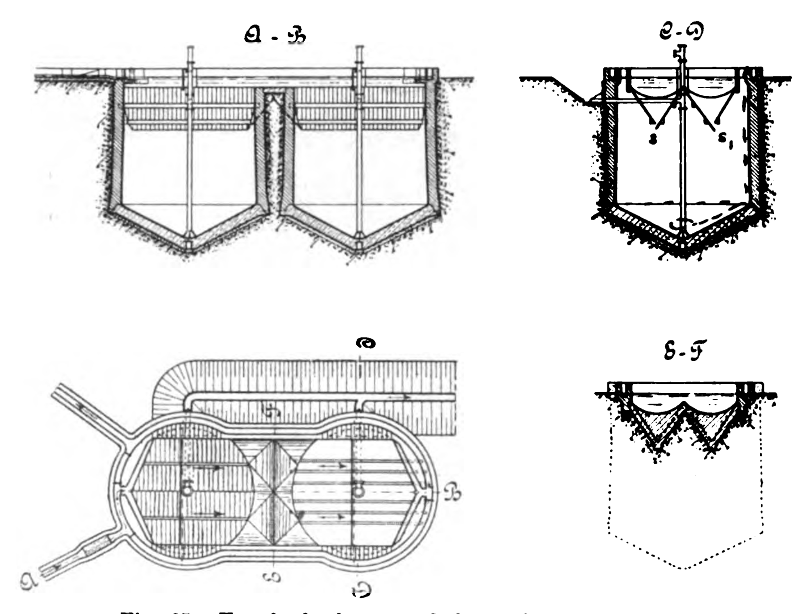


Fig. 65. Emscherbecken von Imhoff. (ca. 1/400 nat. Gr.)

ordnungen sind aus Fig. 65 ersichtlich. Einem Aufsteigen von Schlamm- und Gasblasen in den Klärraum soll durch die überstehenden Ränder der Dachflächen vorgebeugt werden. Diese letzteren bilden konstruktiv einen weiteren Unterschied des Imhoffbeckens gegenüber dem Travis Tank.

Bei Temperaturumlagerungen, die beim Mischsystem zur Zeit der Schneeschmelze insbesondere u. a. eintreten könnten in der Weise, daß das im Klärraum befindliche kältere Wasser spezifisch schwerer ist als das wärmere Schlammwasser über dem Schlamm im Zersetzungsraum, wurden früher die Schlammschlitze durch eingelegte Walzenverschlüsse verschlossen und erst wieder bei eingetretenem Gleichgewichtszustand der Wässer freigegeben. Nach neueren Feststellungen der Emschergenossenschaft soll diese Maßnahme entbehrlich sein, indem bei eingearbeiteten Schlammbrunnen und

infolge der hierbei Hand in Hand gehenden Auslaugung von Schlammbestandteilen das über dem Schlamm stehende Wasser auch dann noch ein höheres spez. Gewicht aufweisen soll. Der ausfallende Schlamm gelangt auf den schrägen Flächen (Neigung $1^1/_2:1$) und durch die von letzteren freigelassenen offenen Schlitze in die darunter befindlichen Schlammzersetzungsbrunnen.

Die Schlammbewegung erfolgt gewöhnlich in der Weise, daß der Schlamm sich infolge der Adhäsion der Dachflächen auf denselben festsetzt und, wenn der Belag eine gewisse Stärke erreicht hat, lawinenartig abrutscht und die Schlitze passiert. Um das selbsttätige Abrutschen zu sichern, sind die Flächen bisweilen mit Drahtglasbelag versehen worden. Es empfiehlt sich, die Flächen von Zeit zu Zeit von der etwa entstehenden Schlammhaut zu säubern. Im übrigen werden die Vorteile der Anlagen nicht wesentlich gekürzt, wenn es auch von Fall zu Fall notwendig wird, mittels Handabstreicher (Gummischieber) den Schlamm abzuschieben.

Ein weiterer Vorteil der Konstruktion ist ferner der, daß sie gestattet, das Abwasser auch in umgekehrter Richtung durch die Becken zu

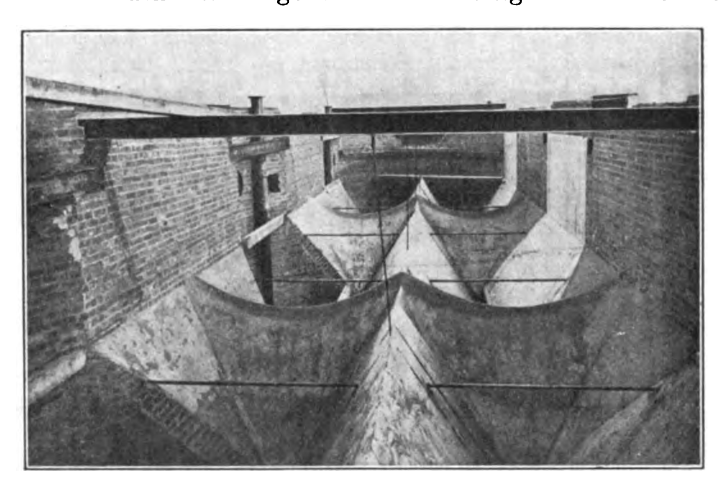


Fig. 66. Ansicht des Emscherbeckens von Imhoff.

schicken. Dadurch wird eine gewisse Durchmischung des verhältnismäßig konzentrierten Schlammes beim Beckeneinlauf mit dem wässerigen am Beckenauslauf und so eine gleichartige Beschickung der einzelnen Schlammbrunnen erreicht.

Ein sämtlichen Anlagen mit selbsttätiger Schlammabscheidung gemeinsamer großer Vorteil ist der, daß man sehr kleine Klärgeschwindigkeiten wählen kann, ohne daß der Betrieb durch die Beseitigung und Behandlung der dabei anfallenden großen Mengen dünnen, wasserhaltigen Schlammes erschwert wird.

c) Klärbrunnen.

Entsprechend der vorwiegend auf- und absteigenden Wasserbewegung zeigen Brunnenanlagen gewöhnlich eine konstruktive Ausbildung in vertikaler Richtung, in der Richtung der Wassertiefe. Durch bauliche Rücksichten sind der Entwicklung der Durchflußlänge in dieser Richtung engere Grenzen gezogen als bei Becken. Zur Erzielung einer wirt-

schaftlichen Aufenthaltsdauer wird der Durchflußquerschnitt entsprechend vergrößert. Wir finden somit bei Brunnenanlagen durchgehend erheblich geringere Geschwindigkeiten in Anwendung als bei Becken, was, wie oben bemerkt, im übrigen auch durch die Richtung der Wasserbewegung erforderlich wird. Der Grundriß der Klärbehälter kann viereckig oder rund sein. Von der runden Form stammt wohl auch die Bezeichnung „Brunnen", die jedoch an sich nicht das Wesentliche der Brunnenklärung trifft; z. B. sind die Sandfänge der größeren Pumpstationen gewöhnlich ebenfalls kreisrund, der Wasserdurchfluß ist aber hierbei oft ein vorwiegend horizontaler.

Die einzelnen Brunnentypen lassen sich im wesentlichen darnach unterscheiden, ob der Klärraum hauptsächlich in der auf- oder in der absteigenden Durchflußrichtung oder in beiden Richtungen zu gleichen Teilen für die Zwecke der Sedimentation ausgenützt wird. Den ersten Typus zeigt der sogen. „Dortmunder Brunnen" (Fig. 67a), sowie der Mairichsche Brunnen. Auch der sogen. „Separator" von Watson-Birmingham, welcher besonderen Wert darauf legt, daß der aufsteigende Wasserstrom ständig seine Geschwindigkeit verringere, sowie die unten zu erwähnenden Klärtürme gehören hierher. Das

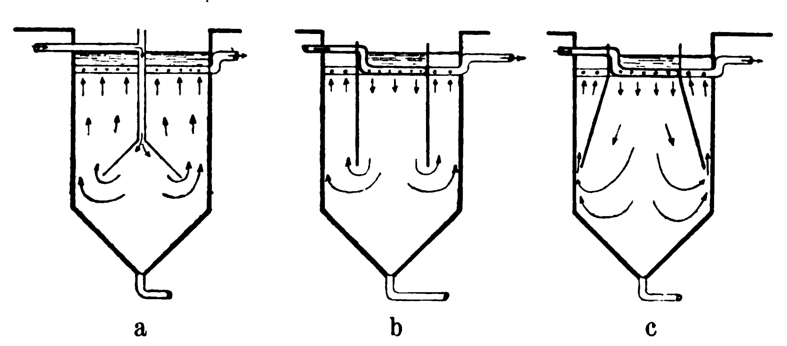


Fig. 67. Ausnützung des Sedimentierraums bei Klärbrunnen (schematisch).

Abwasser wird bei diesen Konstruktionen durch Röhren in den unteren Teil des Brunnens geführt, wo die Aufgabe des Abwassers auf den Brunnen (z. T. mittels erweiterter Trichter oder mittels sternförmig angeordneter teilungsröhren) erfolgt und von wo aus die aufsteigende Bewegung des Abwassers beginnt, während die Schmutzstoffe nach dem unteren Teil des Brunnens absinken. Diese Konstruktionen haben, wenn die Aufgabe im unteren Teil nicht möglichst sorgfältig erfolgt, den Nachteil, daß der Übergang von der relativ raschen Wasserbewegung in den Fallröhren zu der aufwärts gerichteten langsamen Klärgeschwindigkeit ein etwas unvermittelter ist. Es können in dieser Zone deshalb Wirbelbewegungen entstehen, die für das Absitzen der feineren ungelösten Stoffe der darüber stehenden Klärschicht störend sein werden.

Bei demjenigen Typus (Fig. 67b), bei welchem der Brunnenquerschnitt für die auf- und absteigende Wasserbewegung gleichmäßig verteilt wird, dadurch, daß der Flächeninhalt des mittleren Teiles gleich der konzentrischen Ringfläche des übrigen Querschnitts ist, können Wirbelbewegungen an der Umkehrstelle im unteren Brunnenteil leichter vermieden werden. Bei dieser Konstruktion werden auch schädliche Strömungen durch Temperatur-Ver-

schiedenheiten im Zufluß und Brunneninhalt am sichersten vermieden. Brunnen dieser Art sind von Scheven, Düsseldorf, vielfach zur Ausführung gelangt.

Bei dem ebenfalls vielfach angewandten Typus (z. B. Kremerapparate), bei welchem der Klärraum vorwiegend absteigend ausgenützt wird (Fig. 67c und 68), gestaltet sich die Schlammabscheidung ebenfalls günstig.

Ein möglichst stetiger Übergang muß auch bei der Ableitung des geklärten Abwassers aus den Brunnen gewährleistet sein. Ein solcher kann erreicht werden entweder durch ein System von Ableitungsröhren, deren Eintrittsöffnungen unter dem Wasserspiegel liegen, oder besser durch Rinnenkonstruktionen mit freiem Überfall auf Wasserspiegelhöhe (am gebräuchlichsten sind Überfallrinnen entlang dem oberen Brunnenrand, s. Fig. 68). Selbstverständlich muß bei letzteren ebenfalls Vorsorge getroffen werden, daß die an der Wasseroberfläche angesammelte Schwimmschicht nicht in die Rinnen übergerissen wird; dies wird am einfachsten durch vorgestellte Tauchbretter erreicht.

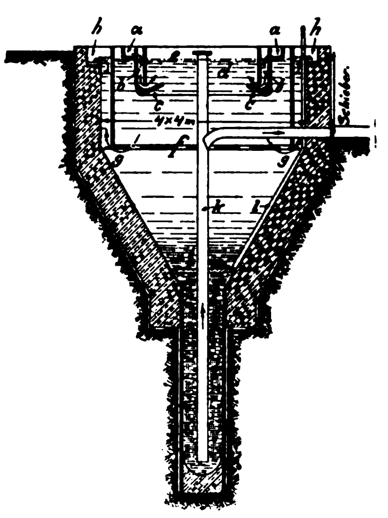


Fig. 68. Schlammzylinder eines Kremerapparates der Ges. für Abwässerklärung, Berlin-Schöneberg (von Kusch).

Über die Sedimentationswirkungen bei Brunnenanlagen sind umfangreiche, systematisch durchgeführte Vergleichsversuche wie bei Becken nicht bekannt geworden. Die bekannten Feststellungen bestätigen aber ebenfalls die bei den Beckenversuchen ermittelten Tatsachen, daß der Kläreffekt, sofern Stetigkeit in der Wasserbewegung gesichert und die Wassergeschwindigkeit überhaupt eine relativ geringe ist (s. oben unter Sedimentation im allgemeinen), in der Hauptsache eine Funktion der Aufenthaltsdauer darstellt. Infolge der geringen Klärgeschwindigkeit haften die Schmutzteilchen mehr an den Brunnenwänden und Einbauten. Es ist deshalb notwendig, daß letztere bei sämtlichen Brunnen- und Turmanlagen periodisch gereinigt werden, da andernfalls der Schlammbelag an den Wänden in Fäulnis übergeht, welche sich dem Abwasser um so leichter mitteilt, als, wie oben erwähnt, der Kontakt mit den Flächen ein längerer ist.

Die Entfernung der Sinkschicht bei Klärbrunnen.

Die Schlammentfernung aus Brunnen gestaltet sich gegenüber derjenigen aus Flachbeckenanlagen insofern einfacher, als der Schlamm bereits räumlich mehr vereinigt ist. Bei Brunnenanlagen wurde stets die Schlammentfernung während des Betriebes oder mindestens ohne Entleerung des Brunneninhalts angestrebt. Die Schlammentfernung erfolgt naturgemäß vom tiefsten Punkt der zu diesem Zweck meist trichterförmig ausgebildeten Brunnensohle.

Überall wo die Gefällsverhältnisse bzw. die örtlichen Verhältnisse eine offene Ausmündung der Schlammleitung gestatten, wird man zweckmäßig

diesen Vorteil entsprechend ausnützen, entweder in der Weise, daß das Schlammableitungsrohr von der Brunnensohle direkt in einen entsprechend tief angeordneten Schlammkanal ausmündet, mindestens aber derart, daß man das aufsteigende Schlammrohr um ein bestimmtes Maß (ca. $1-1\frac{1}{2}$ m) unter dem Wasserspiegel der Brunnen ausmünden läßt, wodurch infolge des vorhandenen Überdrucks der Schlamm beim Öffnen des Schlammrohrs herausgedrückt wird. Wo ein derartiger Überdruck sich nicht erreichen läßt, muß der Schlamm abgesaugt werden.

Damit bei der Entfernung des Schlammes aus den Brunnen das über der Schlammschicht stehende, leichter bewegliche Wasser nicht durchbricht, muß letztere eine größere Höhe haben oder sie muß während des Schlammablassens durch Umrühren in ihrem Bestand gesichert werden. Der erstgenannten Maßnahme steht entgegen, daß der Schlamm im Klärraum selbst nur kurze Zeit lagern soll, damit die Schlammfäulnis nicht auf das Abwasser übergeht.

Eine Konstruktion, die beiden Anforderungen gerecht zu werden sucht, ist neuerdings von Kusch*) vorgeschlagen worden und besteht in der Anordnung eines sogenannten Schlammzylinders als Fortsetzung der Brunnen-

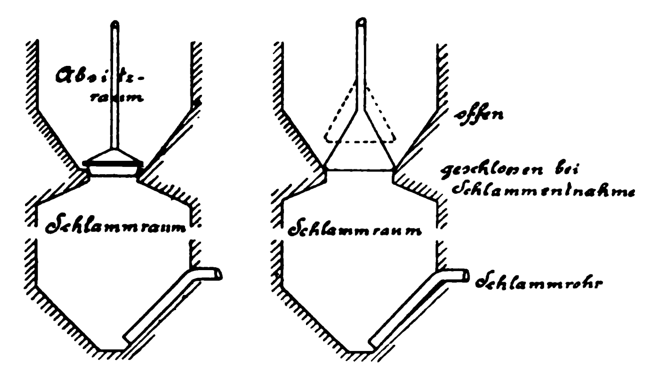


Fig. 69. „Schlammschleusen" (schematisch).

sohle, in welchen das Ablaßrohr eintaucht (s. Fig. 68). Das Umrühren des Schlammes mittels Rührflügel auf der Brunnensohle ist seit längerer Zeit in Gebrauch, so z. B. bei den Klärtürmen von Rothe (s. Fig. 72).

Zur Feststellung, ob nur Schlamm austritt, empfiehlt es sich, die Schlammaustrittsöffnungen sichtbar und leicht zugänglich (möglichst offen) anzuordnen.

Zweckmäßig und sicher geschieht die Schlammabsonderung für die Zwecke der Schlammförderung (insbesondere durch künstliche Hebung) auch mittels des Prinzips der Durchschleusung (Fig. 69). Der untere Teil des Brunnens wird gegen den Klärraum verschließbar angeordnet. Die Verschlußkonstruktion (am besten kegelförmig) ist während der Klärung vollständig offen. Sobald sich der untere Teil mit Schlamm erfüllt hat, was mittels eines „Schlammpegels" (am einfachsten verwendet man hierzu eine an einer dünnen Schnur befestigte, mit Wasser teilweise angefüllte Flasche oder auch eine dünne Blechscheibe, die bei ihrer Auf- und Abbewegung in-

*) Prospekt Nr. 6 (1909) der Gesellschaft für Abwässerklärung m. b. H. Berlin-Schöneberg.



folge des größeren Widerstandes des Schlammes die Oberfläche des letzteren erkennen lassen) festgestellt werden kann, wird der Verschluß geschlossen. Der Schlamminhalt wird dann abgepumpt oder mit freiem Gefäll abgelassen, ohne daß Schlammwasser nachtritt. Hierauf wird der Verschluß wieder geöffnet. Dieses Prinzip ist bei der Kläranlage von Quedlinburg von der Gesellschaft für Abwässerklärung verwandt worden. Das System der Schlammdurchschleusung liegt ferner dem Beckensystem von Grimm zugrunde (s. Fig. 70). Zur Feststellung, ob die Schlammräume (als solche sind die Ableitungen aus den einzelnen Schlammtrichtern der Beckensohle gedacht) gefüllt sind, will Grimm in einem zugänglichen Kanal angeordnete Schaugläser verwenden. Anlagen nach System Grimm sind bis jetzt noch nicht bekannt geworden.

Von der Gesellschaft für Wasser- und Abwasserreinigung in Neustadt a. d. Haardt wurde eine, insbesondere auch für Becken verwendbare, aus einzelnen mittelst Hebelgestänge verbundenen beweglichen Klappen bestehende Schlammschleuse eingeführt.

Das Prinzip der selbsttätigen Schlammabscheidung, das weiter oben (s. S. 226) für Beckenanlagen beschrieben ist, ist auch auf Klärbrunnen-

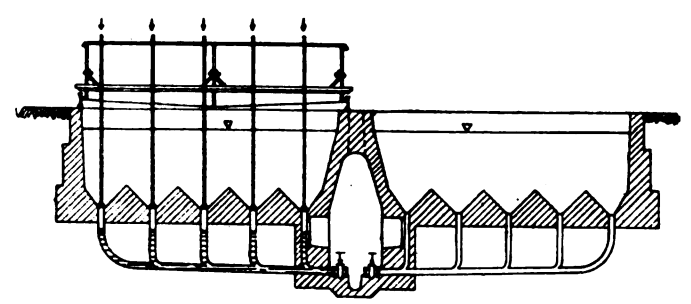


Fig. 70. Klärbecken nach Grimm (schematisch).

konstruktionen anwendbar, entsprechend Fig. 71 („Emscher- und Kremer-Imhoffbrunnen"). Seitens der Emschergenossenschaft und seitens der Firma Scheven, Düsseldorf, sind derartige Anlagen bereits verschiedentlich zur Ausführung gelangt (Holzwickede, Zeche Westhausen u. a., jedoch ohne Fettgewinnung).

Kremer-Imhoffbrunnen, auch Kremerfaulbrunnen genannt, sind in Hänichen, sowie auf dem Truppenübungsplatz in Jüterbog gebaut worden.

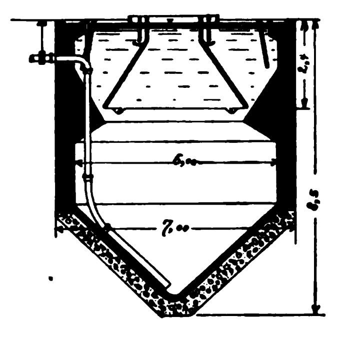
Die Entfernung der Schwimmschicht aus offenen reinen Sedimentieranlagen; Fettgewinnung.

Bei Beckenanlagen bildet sich vermöge der großen Abwasseroberfläche die Schwimmschicht nur in sehr geringer Stärke; die Fetteilchen werden durch die Wasserbewegung mitgeführt. Es fehlt ein äußerer Anstoß zu ihrer Absonderung.

Bei Brunnenanlagen dagegen tritt die Bildung einer Schwimmschicht stärker in die Erscheinung, indem die Schwimmschicht zunächst auf eine geringere Wasseroberfläche beschränkt ist. Die Ausscheidung wird, wie bereits oben erwähnt, begünstigt bei Konstruktionen, bei denen die Einführung des Abwassers unter dem Wasserspiegel des Brunnens erfolgt. Die

Begünstigung einer Schwimmschichtbildung ist insofern von besonderem Wert, als hierdurch auch die Abscheidung eines Teiles der im Abwasser suspendierten Fettstoffe erreicht werden kann. Diesen Zweck verfolgen neben einer weitgehenden Sedimentation besonders die Kremerschen Apparate (Fig. 68). Durch Einbauten von der abgebildeten Art wird (wie die Pfeile andeuten) eine Wasserbewegung hervorgerufen, nach welcher die Kremerschen Apparate entsprechend unserer Einteilung zu den Brunnenanlagen zu rechnen sind, bei welchen der Klärraum hauptsächlich in absteigender Richtung nutzbar gemacht wird und bei welchen im übrigen auch die Einbauflächen durch Attraktions- und Adhäsionswirkung von günstigem Einfluß auf die Sedimentation sind.

Die äußere Begrenzung der Apparate war seither gewöhnlich rechteckig; neuerdings werden aber auch Brunnen von kreisförmigem Grundschnitt bei entsprechend konzentrischer Anordnung der Einbauflächen ausgeführt (siehe Fig. 71).



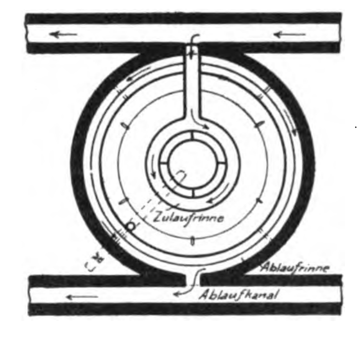


Fig. 71. Emscherklärbrunnen mit Fettfängereinlauf (Kremer-Imhoff).

Beim Eintritt des Abwassers in den oberen Klärraum erfolgt die Abscheidung der Fettstoffe, indem letztere (ihre Eintrittsrichtung beibehaltend) in den abgesonderten Teil, den sogenannten „Fettfänger“, aufsteigen und dort verbleiben, während die relativ schwereren suspendierten Schmutzteilchen mit der Wasserbewegung abwärts geführt werden. Der Einfluß der Wasserbewegung auf die Fettabscheidung ist im übrigen noch nicht vollständig klargestellt. Es hat sich bei den Versuchen von Zahn [10] gezeigt, daß durch eine Verlangsamung der Eintrittsgeschwindigkeit der Abwässer in die Zone der Fettabscheidung letztere nicht verstärkt wird, daß im Gegenteil eine lebhaftere Geschwindigkeit auf die Fettabscheidung anscheinend günstiger wirkt. Bei den genannten Versuchen war z. B. bei einer Eintrittsgeschwindigkeit in den Fettraum von 10 mm pro Sekunde die Fettabscheidung erheblich günstiger als bei einer solchen von 5 mm. Ähnliche Erfahrungen sind von der Gesellschaft für Abwässerklärung, die die Kremerschen Apparate baut, auch anderweitig gemacht worden. Ferner sind derartige Erfahrungen bei Anwendung Kremerscher Apparate in Manchester gemacht worden.

Die Entfernung des Fettes erfolgt mittels einfacher Siebschaufel.

Die Menge des gewinnbaren Fettes hängt von der Beschaffenheit der Abwässer ab, insbesondere von dem Wege, den dieselben vom Entwässerungsgebiet bis zur Reinigungsanlage zurückgelegt haben. Nach Erfahrungen, z. B. bei den Berliner Rieselfeldern, weiß man, daß am Ende einer langen Druckrohrleitung die Fettabscheidung viel leichter vor sich geht und bedeutend ergiebiger ist, indem das Fett auf seinem langen Wege gewissermaßen einen „Butterungsprozeß“ durchgemacht hat. Bei dem nach dem Misch-

system zusammengeführten, mit über 10 Proz. gewerblichen Abwässern vermischten Charlottenburger Abwasser, das im Mittel 726 mg i. L. suspendierte Stoffe enthielt, wurden nach den oben erwähnten Versuchen von Zahn pro 1 cbm Abwasser 4—8 g Trockenfett gewonnen. Die Fettschicht zeigte bei den Versuchen einen Wassergehalt von 46—88 Proz. Zu bemerken ist, daß die Verhältnisse für die Fettgewinnung bei diesen Versuchen (unvermischte Abwässer) relativ ungünstig lagen.

Neuerdings sind seitens der Gesellschaft für Abwässerklärung auf den Charlottenburger Rieselfeldern vor den dortigen Klärteichen Fettabscheidungsapparate ohne Abfangung der Sinkstoffe aufgestellt worden.

d) Klärtürme.

Das Bestreben, eine möglichst große Wasserbewegung in vertikaler Richtung (Wassertiefe) zu erreichen, ohne jedoch die bei einer gleich tiefen Versenkung massiver Brunnen in den Untergrund entstehenden bedeutenden Baukosten in Kauf nehmen zu müssen, hat zu der Konstruktion der Klärtürme mit Ausnützung des Heberprinzips geführt.

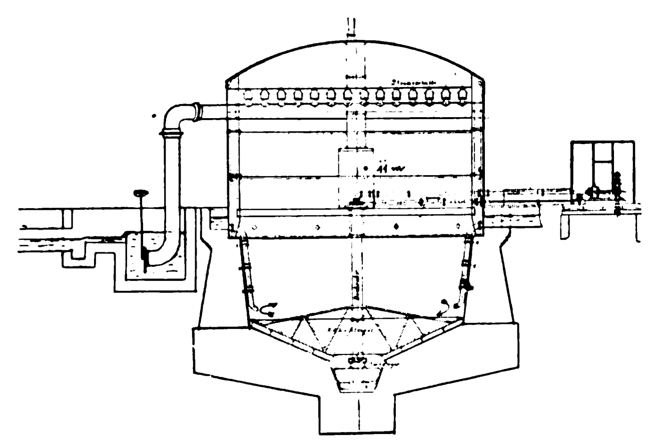


Fig. 72. Klärturm der Firma W. Rothe & Co., Berlin. (ca. 1/350 nat. Gr.)

Besonders die vollständig über Gelände angeordneten Klärtürme haben außer den billigen Erstellungskosten den Vorteil, daß sie transportiert und an anderer Stelle wieder aufgestellt werden können; sie eignen sich aus diesem Grunde insbesondere auch für provisorische Anlagen.

Bei den Klärtürmen ist die Entfernung der Schwimm- bzw. Fettschicht durch die Unzugänglichkeit derselben während des Betriebes bisweilen erschwert; die Fettabscheidung kann jedoch jederzeit vor Aufgabe der Abwässer auf den Turm oder im Abflußschacht erfolgen.

Um die Türme im Innern von dem sich ansetzenden und mit der Zeit in Fäulnis übergehenden Schlammbesatz periodisch reinigen zu können, sind genügend große Mannlöcher und dergleichen vorzusehen.

Die älteste Konstruktion ist diejenige des Rotheschen Klärturmes (siehe Fig. 72). Über den im Boden eingebauten massiven Brunnen ist ein schmiedeeiserner, gegen die Außenluft dichtverschlossener glockenförmiger Turm so angeordnet, daß dessen unterer Rand ein gewisses Maß ins Wasser eintaucht. Der Einlauf der Abwässer erfolgt durch ein zwischen Turm und

Brunnenwand angeordnetes Zuflußgerinne und mittels einer größeren Anzahl von Abfallrohren nach der Tiefe des Brunnens. Von dort aus nehmen die Abwässer in aufsteigender Bewegung durch den Turm ihren Weg bis zu dem zur Fixierung des höchsten Wasserspiegels angeordneten Überfallgerinne, von wo die geklärten Abwässer durch das den absteigenden Heberschenkel darstellende, notwendigerweise wieder unter Wasser ausmündende Abflußrohr nach dem Ablaufschacht gelangen. Die Sicherung der Heberwirkung wird durch periodisches (teilweises) Evakuieren des Raumes über dem Abwasser im Klärturm mittels Luftpumpe bewirkt.

Die Schlammentfernung erfolgt durch Schlammpumpe von der Brunnensohle aus unter Benutzung von Schlammrührflügeln. Die letzteren müssen, damit kein faulender Schlammbesatz auf der Sohle (s. oben) entstehen kann, so montiert sein, daß sie die Brunnensohle glatt abstreichen. Der teilweise evakuierte Raum über dem Wasserspiegel bewirkt naturgemäß eine Abscheidung der in dem Abwasser enthaltenen Gase. An letzteren kommen Stickstoff, ferner Kohlensäure und Schwefelwasserstoff und endlich Luft (also auch Sauerstoff) in Frage, die Rohabwässern sonst zu fehlen pflegt, hier aber infolge des Hebens des Abwassers durch Zentrifugalpumpen und während seines kurzen Laufes durch das Mischgerinne von dem Wasser aufgenommen worden sein kann.

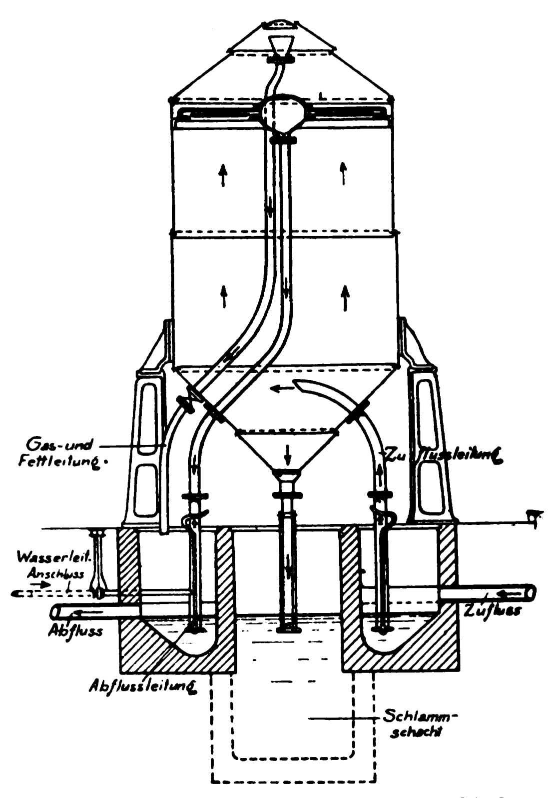


Fig. 73. Klärkessel (Patent Merten) der Akt.-Ges. „Ferrum" Berlin-Kattowitz. (ca. 1/100 nat. Gr.)

Der Abwasser-Reinigungskessel Pat. Merten der Aktiengesellschaft Ferrum, Berlin-Kattowitz, ist ein schmiedeeiserner, luftdichter und vollständig über Gelände angeordneter Klärturm, der auf Tragstützen oder auf einem gemauerten Unterbau montiert ist. Die Anordnung der Zu- und Abflußleitung des Abwassers sowie der Schlammablaßleitung und der Gas- und Fettableitung ist aus Fig. 73 ersichtlich. Der Betrieb des Kessels erfolgt ebenfalls nach dem Heberprinzip. Das Hebergefälle ist durch die entsprechend tiefere Anordnung des Wasserspiegels im Ablauf gegeben. Die Heberwirkung wird dadurch erhalten, daß von Zeit zu Zeit bei geschlossener Zu- und Abflußleitung der Behälter durch die Wasserleitung (die selbstverständlich mit Rohrunterbrechung gegen den Kessel zu sichern ist) oder durch gepumptes Abwasser wieder vollständig erfüllt

wird, wobei die gesamte Gas- und Fettmenge durch die Gas- und Fettableitung verdrängt und das Fett in einem besonderen Fettschacht aufgefangen werden soll. Ein beachtenswerter Vorteil dieser Konstruktion besteht darin, daß die Schlammabscheidung während des Betriebes nach einem unter dem Behälter angeordneten Schlammschacht selbsttätig erfolgt. Das mit dem Schlamm eventuell austretende Abwasser gelangt wieder in den Kessel zurück, da auch der Wasserspiegel im Schlammschacht unter der Heberwirkung steht. Die Kessel werden mit einer Klärgeschwindigkeit von $^1/_2$ bis 1 mm pro Sekunde betrieben und zwar bis zu einem höchsten Aufenthalt des Abwassers von 2 Stunden.

Bei größeren Abwassermengen werden mehrere Kessel nebeneinander angeordnet.

Ein nach ähnlichen Prinzipien angelegter und betriebener Klärkessel ist von Baurat Schmidt konstruiert worden und verschiedentlich, besonders in Schlesien, zur Anwendung gekommen.

Klärbecken oder Klärbrunnen?

Viel umstritten wurde die Frage, ob Becken oder Brunnen (bzw. Türme) den Vorzug verdienen. Ohne weiteres läßt sich, wie gleich vorausgeschickt werden soll, die Frage allgemein nicht beantworten; je nach den örtlichen Verhältnissen im einzelnen Fall kann die eine oder andere Konstruktion größere Vorteile gewähren. In bezug auf Sedimentation scheinen Brunnen, vermutlich infolge der durch die kleinen Klärgeschwindigkeiten begünstigten Flächenattraktion sowie infolge der Auf- und Abwärtsbewegung, bisweilen günstiger zu wirken. Andererseits müssen die Brunnenwände zur Verhinderung faulenden Schlammbesatzes häufiger gereinigt werden. Schädliche Strömungen infolge Temperaturumlagerungen sind bei Brunnen (vgl. Fig. 67b) leichter hintanzuhalten. Gegenüber Becken mit flacher Sohle haben Brunnen den Vorteil, daß sich der Schlamm aus ihnen, weil örtlich vereinigt, leichter entfernen läßt. Diesen Vorteil können jedoch, wie erwähnt, auch solche Becken bieten, bei denen die Beckensohle in Schlammbrunnen aufgelöst ist.

In tieferen Klärbrunnen scheint, insbesondere wenn die Schlammentfernung von der Sohle keine gründliche ist und Schlammreste zurückbleiben, die Tätigkeit anaerober Bakterien einzusetzen, wodurch sich die Erfahrungstatsache ohne weiteres erklärt, daß solche Brunnen ein weniger frisches, geklärtes Wasser liefern als Becken.

Brunnen liefern einen gleichmäßigeren vermischten Schlamm, während bei Becken der Schlamm gegen den Ablauf hin dünner und wasserhaltiger wird. Die Erzielung einer Schwimmschicht (Fettabscheidung) ist bei Brunnen und Türmen wegen der kleineren Wasserspiegelfläche leichter.

Bei gleichem Fassungsraum erfordern die Brunnenkonstruktionen im allgemeinen mehr Baumaterial und mehr Herstellungskosten als Becken, die noch im Trockenen hergestellt werden können. Ist bei beiden Typen Grundwasser zu bewältigen, so gestaltet sich die Anlage von Brunnen einfacher als von Becken, welche alsdann eine auf großer Grundfläche sich erstreckende Grundwasserhaltung erfordern.

Schließlich ist die Platzfrage vielfach entscheidend. Beckenanlagen erfordern einen erheblichen größeren Platz.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle:

1. Kontrolle des Kläreffekts in erster Linie durch fortlaufende Messung der abgeschiedenen Schlamm- bzw. Fettmengen (bei registrierter Abwassermessung) und Bestimmung des Wassergehaltes dieser Mengen.

2. Kontrolle der Zusammensetzung der Zu- und Abflüsse unter Berücksichtigung der durch Witterung, Industrie usw. bedingten wechselnden Verhältnisse durch periodische Untersuchung größerer Durchschnittsproben, besonders in bezug auf suspendierte organische Stoffe.

Feststellung der im Rohabwasser enthaltenen nicht abscheidbaren und der in den geklärten Abflüssen noch enthaltenen abscheidbaren Stoffe.

3. Kontrolle der regelmäßigen Schlammentfernung aus der Absitzanlage und der periodischen Reinigung der Anlage von Wandbesatz durch entsprechende Beobachtungen (Gasbildung, eventuell Veränderung der gelösten Stoffe des Abwassers beim Durchfluß).

4. Kontrolle der Behandlung und Beseitigung des angefallenen Schlammes überhaupt.

Literatur zu VII:

1) Höpfner u. Paulmann, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 1900, Bd. XIX, Suppl., S. 130.
2) Bock u. Schwarz, Viertelj. f. ger. Med. u. öffentl. San. 1900, Bd. XIX, Suppl., S. 148 ff. und 1901, Bd. XXI, Suppl., S. 278.
3) Steuernagel, Mittlgn. Prüfungsanstalt. f. Wasserversorgung und Abwässerbes., 1904, Heft 4/5.
4) Schoenfelder, Mittlgn. Prüfungsanstalt f. Wasserversorgung und Abwässerbes., 1907, Heft 8, S. 20 u. ff.
5) Uhlfelder u. Tillmans, Mittlgn. Prüfungsanstalt f. Wasserversorgung und Abwässerbes. 1908, Heft 10.
6) Schmidtmann, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 1908, Bd. XXXV, 2.
7) Grimm, Hildebrandts Zentralbl. d. Pumpenindustrie 1908, Heft 4, S. 38; Grimm, Ges.-Ing. 1909, Nr. 35, S. 591.
8) Travis, Patentschrift Nr. 173766, Klasse 85c, Gruppe 3; desgl. Surveyor XXXV, 1909, S. 751 u. 650 (Kläranlage in Norwich).
9) Imhoff, Surveyor XXXV, 1909, S. 625 u. 628; Kurgaß, Zentralbl. f. Wasserbau und Wasserwirtschaft 1908, Nr. 24.
10) Zahn u. Reichle, Mittlgn. Prüfungsanstalt f. Wasserversorgung und Abwässerbes. 1908, Heft 10.
11) Spillner, Ges.-Ing. 1910, Nr. 39.

VIII. Faulverfahren.

Die Behandlung der Abwässer in Faulräumen (Septik Tanks) ist eine mechanisch biologische Methode, die sich von dem gewöhnlichen Absitzverfahren dadurch unterscheidet, daß man das Abwasser samt dem aussedimentierten Schlamm, also Gelöstes und Ungelöstes, der Faulung und Zersetzung unterwirft und zu diesem Zweck den Schlamm in der Faulraumanlage bis zur praktisch ausreichenden Zersetzung der im Schlamm bzw. auch im Abwasser enthaltenen fäulnisfähigen organischen Substanzen lagern läßt. Alexander Müller hat zuerst in bewußter Absicht das Faulverfahren zur Reinigung von Abwässern (Zuckerfabrikabwässern) empfohlen. Das Verfahren aber wurde für größere Anlagen in durchgebildet systematischer Weise zuerst in England angewandt, wo dasselbe insbesondere auf Grund der

Versuche von Cameron in Exeter*) seit dem Jahre 1895 in Aufnahme kam. In der Anwendung im kleinen war das Faulverfahren so lange schon bekannt, als überhaupt Aufspeicherung von Fäkalien Verwendung fand, also z. B. bereits bei den Versitzgruben des Mittelalters. Systematischere Anwendung fand dann das Verfahren um die Mitte des vorigen Jahrhunderts bei den Faulgruben, bei den Fosses Mouras usw. Über die bei letzteren in Frankreich und der Schweiz, wo solche Vorrichtungen große Verbreitung gefunden haben, gemachten Erfahrungen und über die verschiedenen Systeme vergl. Kapitel XII (Hauskläranlagen), ferner Calmette [1] und Roth und Bertschinger [2].

In Deutschland wurde die Behandlung des Abwassers in Faulräumen an einer von Schweder in Groß-Lichterfelde errichteten Anlage seitens einer kgl. preuß. Abwasserkommission zuerst geprüft und durch Dunbar und seine Schüler [3] eingehend untersucht und gefördert (s. auch S. 256).

Die Vorgänge im Faulraum.

In noch nicht eingearbeiteten, also frisches Abwasser und frischen Schlamm enthaltenden, in diesem Zustande naturgemäß in nichts von gut betriebenen Absitzanlagen sich unterscheidenden Faulräumen nehmen beim Belassen des Schlammes in diesen Räumen die Fäulnisprozesse in dem abgelagerten Schlamm ihren Anfang. Bei diesen, auf die Tätigkeit von Mikroorganismen zurückzuführenden Vorgängen wird der in dem Schlamm enthaltene organische Stickstoff teilweise zu Ammoniak und gasförmigem Stickstoff, die organischen Schwefelverbindungen und die Sulfate werden zum Teil zu Schwefelwasserstoff reduziert, und reiche Mengen Kohlensäure entstehen als Zeichen der Organismentätigkeit. Gleichzeitig hiermit, aber an sich unabhängig von dem Begriffe der Fäulnis (s. S. 176), setzt infolge der im Schlamm sich findenden Zellulose eine unter Bildung von Sumpfgas (Methan) einhergehende Zellulosegärung ein — gleichzeitig entstehen hierbei, wie bekannt, Kohlensäure und verschiedene Fettsäuren, wie Buttersäure und Essigsäure u. dgl. — und verursacht, daß der am Boden lagernde, in Fäulnis sich befindende Schlamm in Form von Fladen an die Oberfläche steigt, die nach dem Gasaustritt wieder zu Boden sinken. Dieser sich ständig wiederholende Durchgang des Schlammes durch das darüberfließende Abwasser verursacht auch in letzterem Reduktions- bzw. Fäulnisprozesse, vorausgesetzt, daß das Abwasser mit dem Schlamm genügend lange Zeit in Berührung bleibt. Nach Versuchen von Stoddart wurden nämlich bei einer Durchflußzeit von ca. 2 Stunden durch einen eingearbeiteten Faulraum noch relativ frische Abflüsse erhalten. Die Faulraumwirkungen sind also außer von der Menge und Beschaffenheit des Abwassers und des Schlammes und ihrem Verhältnis zueinander auch abhängig von der Kontaktdauer zwischen beiden. Die letztere kann durch langsamen Durchfluß des Abwassers oder auch durch intermittierenden Betrieb bewirkt werden. Im Prinzip werden darnach durchflossene und nicht durchflossene Faulräume unterschieden.

Der Faulraumbehandlung wurde früher insofern eine große Bedeutung zugemessen, als man annahm, daß die Mineralisierung der in einem Abwasser enthaltenen gelösten stickstoffhaltigen Substanzen zu Nitriten und

*) Das Faulverfahren ist in bestimmter konstruktiver Durchbildung der Cameron-Septic-Tank-Gesellschaft in England und in Amerika patentiert.



Nitraten in den künstlichen biologischen Körpern nicht direkt, sondern erst nach Überführung des organischen Stickstoffes in Ammoniak möglich sei.

Im durchflossenen Faulraum selbst handelt es sich um normale Fäulniserscheinungen. In der im Laufe der Betriebszeit sich bildenden Schwimmdecke, woselbst die bei der Zellulosegärung entstehenden organischen Säuren — s. oben — durch die alkalisch reagierenden Abwässer nicht neutralisiert werden, beobachtet man nach Emmerling eine durch diese Säuren und durch die gleichzeitig vorhandene Kohlensäure bedingte saure Reaktion und Hand in Hand damit auch eine entsprechende Flora von höheren Pilzen (s. S. 240).

Voraussetzung für eine normale Faulraumwirkung ist, daß der betreffende Faulraum eingearbeitet („reif") ist, d. h. daß in demselben die genannten Prozesse bereits in vollem Umfange eingetreten sind.

Über Versuche betreffend die Einwirkung der Faulraumprozesse auf organische Stoffe (Tierkörper usw.) vgl. Dunbar und Favre [4].

Die durch das Auftreten und das spätere Entweichen des Sumpfgases bewirkte Auf- und Abwärtsbewegung der Schlammstoffe wirkt zwar günstig in bezug auf die Auslaugung der Fäulnisprodukte und die Durchmischung der Abwässer, aber naturgemäß ungünstig in bezug auf die Sedimentation. Es sind deshalb besondere konstruktive Maßnahmen, verschiedene Kammern (s. unten) usw., erforderlich, um ein Abtreiben von Sedimenten aus dem Faulraum möglichst zu verhindern. Zum Teil spielen sich diese Vorgänge übrigens, erwünscht oder nicht, in gewöhnlichen Absitzanlagen ab, sobald die Schlammentfernung aus denselben nicht häufig genug erfolgt oder der Schlammbesatz auf den Sohlen und Wänden in Fäulnis übergeht. Hierbei macht sich der Eintritt der Fäulnis in dem Abwasser in der schon oben beschriebenen Weise analytisch bemerkbar. Wenn in dem Rohwasser ausnahmsweise Luft bezw. Sauerstoff und Nitrate gelöst enthalten sind, so verschwinden vorher zuerst der Luftsauerstoff und dann die Nitrate, und der gasförmige Stickstoff bleibt zurück.

Die Beschaffenheit der Sink- und Schwimmschicht.

Nicht immer findet man eine ausgesprochene Trennung in eine Schwimm- und Sinkschicht. Bei häuslichem Abwasser findet sich z. B. fast nur nach längerem Betriebe eine, dann allerdings sehr starke Schwimmschicht. So haben Dunbar und Thumm [3] in einem etwa 8 Monate lang betriebenen, nicht überdeckten Faulraum eine 10 cm starke Schwimmschicht und so gut wie keine Sinkschicht festgestellt; in anderen, und zwar überdeckten Faulräumen konnte in mehrjährigem Betriebe das Vorhandensein einer etwa 1 m starken Schwimmschicht und einer nur einige cm starken Sinkschicht festgestellt werden. In dem Maße als Regenwasser mit Sand, gewerbliche Abwässer mit spezifisch schweren Stoffen in den Faulraum eingeführt werden, verschiebt sich naturgemäß das Verhältnis von Schwimm- und Sinkschicht.

Dadurch, daß ein erheblicher Teil der ungelösten organischen Stoffe zersetzt wird, erfährt der Schlamm der Sinkschicht in seinem Volumen eine Verminderung, wobei er zugleich wasserärmer wird. Während frischer Schlamm gewöhnlich einen Wassergehalt von über 95 Proz. aufweist, kann der Wassergehalt des ausgefaulten Schlammes bis auf ca. 80 Proz. und bisweilen weniger herabgehen. Sein Volumen beträgt darnach nur einen entsprechenden Bruchteil des ursprünglichen Schlammes (vgl. S. 306). Diese Volumenreduktion ist vielfach fälschlicherweise als Schlammverzehrung aufgefaßt und be-

zeichnet worden. Versteht man unter letzterer die Verringerung der Gesamttrockensubstanz im Faulraum, so ist die erwähnte Bezeichnung insofern unrichtig, als die Volumenabnahme nicht lediglich auf das Konto der Gasbildung, sondern auch zum Teil auf die Abschwemmung fester Suspensionen (Schwefeleisen), zum Teil auf die Verflüssigung von festen organischen Stoffen zu setzen ist, die auf diese Weise zum Abfluß gelangen. Infolge dieser Umstände wird bisweilen eine Zunahme der Trockensubstanz im Abfluß beobachtet.

Der Schlamm gleicht in abgetrocknetem Zustande in seiner Beschaffenheit derjenigen von Gartenerde, nur daß er je nach dem Grade seiner Zersetzung bald einen höheren, bald einen niederen Stickstoffgehalt aufweist. Solange sich der Schlamm im Faulraum zusammen mit dem fauligen Abwasser befindet, ist er naturgemäß übelriechend. Wird der Schlamm aber drainiert, was auf richtig angelegten und sachgemäß betriebenen Trockenplätzen rasch vor sich geht, dann riecht er nur noch stark modrig. Der unangenehme Geruch des nassen Schlammes ist also keine ihm selbst anhaftende Eigenschaft, sondern wird durch das jeweils in ihm enthaltene faulige Wasser bedingt. (Vgl. getrennte Schlammfaulung bei Emscherbrunnen S. 318 u. f.)

Zum Teil verbleibt, wie erwähnt, der aufgetriebene Schlamm an der Oberfläche und bildet hier mit den Schwimmstoffen die sogenannte Schwimmdecke, die sich aus Organismen, Fett, Haaren, nicht oder schwer zersetzbaren organischen Trümmern, aus Zellulose usw. zusammensetzt und sich über die Wasseroberfläche oft bedeutend emporhebt.

Man kann an längere Zeit in Betrieb befindlichen Faulräumen drei verschiedene Ausbildungsarten der Schwimmdecke unterscheiden:

1. In offenen Faulbecken: Eine starke, gelegentlich mehr oder weniger deutlich sauer reagierende, mit Pilzwucherungen durchsetzte Schwimmschicht, die an der Oberfläche zahlreiche Fruchtkörper höherer Pilze aufweist, später dann abtrocknet und Risse bekommt, von erdiger Beschaffenheit, deren Oberfläche von Fliegen und Organismen wimmelt und bisweilen vollständig mit Gras überwachsen ist. Bei der Schlammentleerung (z. B. bei der Wilmersdorfer Anlage) muß die Decke mit Wasser angerührt werden, um sie mit dem übrigen Schlamm ableiten zu können. In manchen Anlagen wird die Decke so hart, daß sie mit der Axt zerschlagen werden muß.

Unter dieser Schicht folgt die übelriechende, mit Schwefeleisen durchsetzte, alkalisch reagierende, auf- und absteigende Schlammschicht und darunter die schwimmenden Fäkalien.

2. In geschlossenen Faulbecken lassen sich zwei Arten der Schwimmschicht unterscheiden, je nachdem es sich um die erste oder zweite Abteilung handelt.

In der ersten Abteilung zeigt die Schwimmdecke im allgemeinen die gleichen Eigenschaften wie in offenen Faulbecken. Ihre Oberfläche bleibt aber feucht, vererdet also nicht und nimmt an Stärke immer zu, während in offenen Faulbecken im Laufe des Betriebes auch eine Verminderung der Mächtigkeit der Schwimmdecke beobachtet werden kann. Die luftbedürfenden Fliegen und die höheren Pilze fehlen bei Luftabschluß vollständig.

In dem zweiten, hinter der ersten Abteilung angeordneten Becken findet sich eine pergamentartige, dünne, aber zähe Haut, die hauptsächlich aus Zooglöenmassen, also aus niederen Pilzen, besteht und auch nach mehr-



jährigem Betriebe meistens nur eine unbedeutende Zunahme aufweist. Je geringer der Luftraum unter der Abdeckung ist, um so größer ist der Feuchtigkeitsgehalt der eingeschlossenen Luft und um so größer ist auch das Zooglöenwachstum, aber um so weniger Fliegen sind zu beobachten. Zu einer saueren Reaktion der Schwimmdecke kommt es hier nicht, da die entstehende Säure durch das Abwasser des Faulraums sofort wieder gebunden wird.

Mit dem Wachsen des Luftraums zwischen Abdeckung und Schwimmdecke nähert sich die Beschaffenheit der Schwimmdecke der unter 1 beschriebenen und entsprechend dem vermehrten Luftzutritt wächst auch die Zahl der Fliegen. Die in offenen und in der ersten Abteilung der geschlossenen Faulbecken beobachteten Schwimmdecken zeigen im übrigen in den ersten Wochen ihrer Entwicklung im großen und ganzen das gleiche Aussehen wie die in der zweiten Abteilung der geschlossenen Faulbecken dauernd beobachteten Decken. Die Entwicklung der im vorstehenden beschriebenen Ausbildungsarten der Schwimmdecke ist also anfänglich bei allen drei Arten die gleiche, und der später bestehende Unterschied wird bedingt einmal durch den verschieden großen Gehalt des Abwassers an Schlammstoffen (in der ersten und zweiten Abteilung der geschlossenen Becken), sodann durch den vermehrten oder verminderten Zutritt von Luft zu den Schwimmdecken (im offenen Faulbecken und in der ersten Abteilung der geschlossenen Becken).

Die Schwimmdecke wird bei jeder Stärke von dem Sumpfgas durchbrochen; trotzdem vermag die Schwimmdecke das Auftreten unangenehmer Gerüche bis zu gewissem Grade zu verhüten, da die Gerüche nicht von der Decke, sondern von dem fauligen Wasser ausgehen und in diesem mehr oder weniger verbleiben, während beim Fehlen einer Schwimmdecke diese flüchtigen Verbindungen (durch Verdunstung) in die Luft gelangen. Einen sicheren Schutz gegen Geruchsbelästigungen und Fliegenplage bieten im übrigen aber nach Thumm [5] nur überdeckte Fauläume. Dabei ist zu beachten, daß bei Faulbecken im Gegensatze zu den künstlichen biologischen Körpern (s. dort) außer der Schmetterlingsfliege Psychoda nach den Ermittelungen von Wilhelmi noch weitere Fliegenarten (Amaurosoma und andere) in bedeutenden Mengen in Betracht kommen.

Menge und Beschaffenheit der Faulraumgase.

Die gasförmigen Zersetzungsprodukte wechseln in ihrer Menge und Zusammensetzung und bestehen hauptsächlich aus Sumpfgas, ferner aus Stickstoff, Wasserstoff, Kohlensäure und Schwefelwasserstoff [11]. Je nach dem Anteil der brennbaren Gase, vor allem Sumpfgas, wird das Gasgemenge mehr oder weniger leicht brennbar.

Allgemeingültige Angaben über Gasmenge und ihre Zusammensetzung lassen sich nicht geben; beide hängen von der Menge der im Schmutzwasser enthaltenen Zellulose und von der Zersetzungsenergie der Gärungserscheinungen ab und sind deshalb verschieden. Bei den Versuchen in Leeds [6] betrug die Gasmenge rund 10 Proz. der behandelten Abwassermenge.

Die Ausnützung der Fäulnisgase dürfte sich in dem gemäßigten Klima kaum lohnen, erscheint dagegen nach Fowler [7] in tropischen Gegenden aber möglich. Durch die wärmere Temperatur und die größere Konzentration bezw. den größeren Gehalt tropischer Abwässer an organischen Stoffen ist

die Zersetzung eine raschere und intensivere. Die Faulräume werden alsdann als geschlossene Gasbehälter konstruiert.

Durch den Gehalt der Fäulnisgase an Sumpfgas erhalten sie explosible Eigenschaften. (Von reinem Grubengas weiß man, daß eine Zumischung von wenigen Prozenten — ca. 3 bis 5 Proz. — zur Luft bereits genügt, um das gesamte Luftgasgemenge explosibel zu machen). Explosionen sind auch in der Praxis bereits vielfach vorgekommen. Zahlreiche Unglücksfälle sind darauf zurückzuführen, daß bei der Schlammausräumung in überdeckten Behältern (auch Sandfängen) mit offener Lampe gearbeitet wurde. Eine größere Explosion von Faulraumgasen trat bei der Septik-Tank-Anlage in Saratoga (N. A.) am 26. Januar 1906 mit einer derartigen Heftigkeit ein, daß die gesamte massive Überdeckung zertrümmert wurde.

Die Beschaffenheit der gefaulten Abflüsse.

Im Vergleich zu den Zuflüssen ist vor allem die gleichmäßige Durchmischung hervorzuheben, die in dem größeren Aufspeicherungsraum der Faulungsanlagen in höherem Grade stattfindet, als bei den gewöhnlichen Absitzanlagen. Dieser Umstand ist von Vorteil, wenn die Abwässer teilweise sehr konzentriert sind, sowie viel schleimige Substanzen, Farbstoffe, Fette, Seifen, Gerbstoffe, giftige Metallsalze und dergl. enthalten und in ihrer Konzentration und Beschaffenheit sehr wechseln. Die wichtigste Veränderung im Faulraum in bezug auf die Abflüsse ist die weitgehende Zerstörung der Kolloide; die Abflüsse gehen leichter durch Filterpapier.

Besonders wichtig ist der Gehalt der Faulraumabflüsse an Schwefelwasserstoff, der im Vorfluter entweder direkt schädigend wirkt oder, wenn die Vorflut Eisen enthält, eine Schwarzfärbung des Flußwassers durch gebildetes Schwefeleisen hervorruft. Die Faulraumabflüsse enthalten aber auch Schwefeleisen in suspendierter bzw. pseudogelöster Form, aus dem durch die Kohlensäure des Vorflutwassers Schwefelwasserstoff gewissermaßen in stato nascendi freigemacht wird (Marsson), der seinerseits dann Schädigungen auszuüben vermag, die weitergehen als diejenigen, welche durch den in den Abflüssen an sich vorhandenen Schwefelwasserstoff hervorgerufen werden (vgl. Thumm [5]).

Quantitative Angaben über die Menge des Schwefelwasserstoffs in den Abflüssen sind nicht sehr zahlreich. Nach Feststellungen der Kgl. Prüfungsanstalt für Wasserv. u. Abwässerbes. in Berlin beträgt sie 10—30 mg im Liter.

Der Gehalt an Schwefelwasserstoff ist bei einer Nachbehandlung der Wässer auf Land (intermittierende Bodenfiltration oder Rieselfelder) an sich unschädlich. Bei Behandlung in künstlichen biologischen Körpern sind Faulraumabflüsse wegen ihres Schwefelwasserstoffgehaltes in den meisten Fällen nicht so günstig als frische Abwässer, da die Energie der biologischen Körper zunächst teilweise zur Unschädlichmachung des Schwefelwasserstoffs verbraucht wird. Im übrigen kann aber vorgefaulten Abwässern ebenso wie frischen Abwässern in richtig konstruierten nnd sachgemäß betriebenen biologischen Anlagen die Fäulnisfähigkeit genommen werden.

Die Gesamtausscheidung der ungelösten Stoffe aus städtischen Abwässern durch Faulräume beträgt nach verschiedenen, hauptsächlich an englischen Anlagen gemachten Feststellungen etwa 60—70 Proz. Faulraumanlagen

vermögen also in bezug auf die Ausscheidung der ungelösten Stoffe praktisch dasselbe wie Absitzanlagen zu leisten.

Auch die gelösten und pseudogelösten Stoffe erfahren zum Teil eine Veränderung durch den Faulungsprozeß insofern, als ein Teil derselben durch Vergasung und Reduktionsvorgänge ausgeschieden bzw. umgewandelt wird. Nach Dunbar [3] wurde bei verschiedenen englischen Anlagen sowie auf der Hamburger Versuchsanlage eine Herabsetzung der Oxydierbarkeit um 30—50 Proz. erreicht. Eine etwa gleich große Abnahme zeigt der organische Stickstoff, das Ammoniak erfährt eine entsprechende Zunahme, während der Gesamtstickstoffgehalt im großen und ganzen nur wenig abnimmt.

Zur Erzielung eines nicht mehr fäulnisfähigen Abflusses ist eine längere Ausfaulung notwendig, die von Roth und Bertschinger [2] für normales häusliches Abwasser auf etwa 30 Tage angegeben wird. In den gewöhnlichen Faulraumanlagen, die mit erheblich kürzerer Behandlungszeit ($^1/_2$ bis 2 Tage) arbeiten, ist ein nicht mehr fäulnisfähiges Endprodukt bei alleiniger Anwendung des Faulprozesses nicht zu erreichen. Ein solches kann jedoch in verhältnismäßig einfacher Weise erhalten werden durch nachfolgende genügende Verdünnung mit indifferentem Wasser (Oberflächenwasser), deren Grad von Fall zu Fall durch Versuche zu ermitteln ist.

Ohne eine derartige Verdünnung kommt das Faulverfahren als selbständige Reinigungsmethode kaum in Frage. Praktisch hat sich gezeigt, daß man durch Oxydationsvorgänge, wie sie sich in biologischen Körpern abspielen, rascher zu einem fäulnisunfähigen Abwasser kommt als auf dem Wege der Faulung, also durch Reduktionsvorgänge.

Zur Feststellung des Effekts von Faulraumanlagen genügt es nicht, lediglich Durchschnittsproben der Zu- und Abflüsse zu vergleichen. Zur abschließenden Beurteilung des Effekts ist die Aufstellung einer Gesamtbilanz über den Verbleib der gesamten gelösten und ungelösten Stoffe anzustreben in der Weise, daß für einen bestimmten Zeitraum (etwa gleich der Schlammentfernungsperiode) die gesamte Trockensubstanz im Zufluß derjenigen im Abfluß, zu welcher die gesamte Schlammenge im Faulraum zuzuschlagen ist, gegenübergestellt wird. Die sich ergebende Differenz zeigt die Menge der organischen Stoffe an, die durch Vergasung entwichen sind. Zu diesem Zwecke ist es (wie oben für alle Zwecke als notwendig bezeichnet) erforderlich, daß die Zu- und Abflußmengen fortlaufend registriert und häufig Durchschnittsproben entnommen und untersucht werden. Selbstverständlich ist auch die Feststellung der Schlammengen und des durchschnittlichen Wassergehaltes des Schlammes notwendig. Die durch Vergasung ausgeschiedene Menge der Trockensubstanz dürfte am besten der einmal vorhandenen Bezeichnung „Schlammverzehrung“ entsprechen. Bei intermittierendem Betrieb gestaltet sich eine solche Bilanz verhältnismäßig einfach.

Pathogene Keime werden durch das Faulverfahren in ihren Lebensäußerungen wohl geschwächt, teilweise auch abgetötet. Eine sichere Unschädlichmachung der Keime findet aber durch das Faulverfahren nicht statt (vgl. [8]). Immerhin leistet es durch die erwähnten Einwirkungen sowie auch durch die größere Behandlungsdauer mehr als die gewöhnlichen Absitzverfahren. Der Gehalt des gefaulten Abwassers an Keimen ist ihrer Gesamtzahl nach im allgemeinen ein größerer als bei frischen Abwässern.

Die Konstruktion der Faulräume.

Die Größenbemessung der Faulraumanlagen hängt von der Beschaffenheit und Konzentration der zu behandelnden Abwässer und von den besonderen Verhältnissen des Einzelfalles, insbesondere von der späteren weiteren Behandlung der Faulraumabflüsse ab. Konzentriertere Abwässer, besonders solche mit vielen kompakten Abfallstoffen (Exkrementen), brauchen eine größere Aufenthaltsdauer im Faulraum als verdünnte oder bereits teilweise gefaulte Abwässer. Die Abkürzung der Aufenthaltsdauer hat man bisweilen dadurch herbeizuführen gesucht, daß man die festen Stoffe hinter dem Einlauf so zurückhält bezw. lagert, daß sie vom zuströmenden Abwasser durchspült und möglichst schnell zertrümmert bezw. ausgelaugt werden.

Nach dem fünften Bericht der „Royal Commission“ [8] hat bei Faulräumen als Vorreinigung (für biologische Körper) die nötige Durchflußzeit nur in seltenen Fällen mehr als 24 Stunden oder weniger als 12 Stunden zu betragen. Bei kleineren Wassermengen, z. B. bei Kläranlagen von Krankenhäusern und von einzelnen Häusern, wird bisweilen die Aufenthaltsdauer zweckmäßig erheblich größer gewählt.

Infolge des oben erwähnten Umstandes, daß durch die bei dem Faulungsprozeß aufsteigenden Schlammfladen die Sedimentation gestört wird, ist es zweckmäßig, die Faulanlagen mehrteilig (mindestens zweiteilig) anzuordnen, in der Weise, daß in dem, zwecks Erzielung eines günstigen Kontakts zwischen Abwasser und Schlamm und zur Zurückhaltung der Hauptmenge des letzteren, zweckmäßig möglichst groß und tief zu gestaltenden ersten Teil die Durchfaulung erfolgt und in den übrigen kleineren Teilen vorwiegend die Sedimentation der aufgewirbelten Suspensionen bewirkt wird. Nach dem oben erwähnten Bericht der „Royal Commission“ sollten stets mindestens zwei Faulräume vorhanden sein, von denen jeder auch für sich allein betrieben werden kann.

Weitere Rücksichtnahmen auf die Sedimentation bedingen, wie bei den Absitzanlagen, eine derartige Anordnung der Ein- und Ausläufe bezw. Verbindung der einzelnen Räume, daß weder die Schwimm- noch die Sinkschicht nachteilig beeinflußt wird. Die diesen Zwecken dienenden festen oder beweglichen Röhren- und Tauchbrettkonstruktionen usw. in den Sedimentierräumen müssen sich auf eine solche Tiefe erstrecken, daß, den Schwankungen des Wasserspiegels in der Faulraumanlage entsprechend, die Schwimmschicht für gewöhnlich nicht in die Entnahmezone der eigentlichen Klärschicht gelangen kann.

Für die Ausnützung der Faulräume als Ausgleichsbehälter empfiehlt es sich (insbesondere bei kleinen Anlagen), durch entsprechende Schieberdrosselung den Auslauf auf einen der Aufenthaltsdauer entsprechenden gleichmäßigen sekundlichen Abfluß einzustellen.

Die Wände und die Sohle sowie die Einbauten der Faulräume sind mit Rücksicht auf die aggressiven Eigenschaften der Faulraumgase und -wässer (infolge des Schwefelwasserstoffs und der freien Kohlensäure) aus möglichst widerstandsfähigem Material (natürliche Steine, gesinterter Ton bezw. Steinzeug) herzustellen. Ungeschützter Zement unterliegt der Zerstörung. Als Schutzanstriche eignen sich Asphaltpräparate, Inertol usw. Eisen, auch Messing werden relativ rasch zerstört. Dagegen scheinen bestimmte Hölzer,

insbesondere Eichenholz, den Angriffen gut standzuhalten. Erdbecken kommen nur für provisorische Anlagen in Betracht.

Die gemachten Erfahrungen geben keine Einheitlichkeit in bezug auf die Schlammentleerungsperioden. Während von einer Seite der Vorteil einer möglichst langen Schlammlagerung im Faulraum betont wird (z. B. [9]), wird von anderer Seite zwecks Erzielung eines besseren Effekts betreffs der Behandlung des Abwassers vorgeschlagen, die Räumung in Perioden von wenigen Monaten zu bewirken (z. B. [10]). Die Periode der Schlammentfernung hängt ferner ab von der Größe der zur Verfügung stehenden Schlammtrockenplätze und weiter davon, ob die bei größerem Schlammanfall gesteigerten Geruchsbelästigungen für die Umgebung lästig sind. Für größere Anlagen empfiehlt der erwähnte fünfte Bericht der „Royal Commission“, in kurzen Zeitabständen kleinere Mengen abzulassen.

Die im einzelnen günstigste Disposition, insbesondere in bezug auf die Ausscheidung der ungelösten Stoffe, wird man zweckmäßig von den Betriebsergebnissen abhängig machen.

Die Sohle der Faulraumanlagen wird gewöhnlich eben hergestellt. Mit Rücksicht auf die Schlammentfernung, die aus hygienischen Gründen bei größeren Anlagen möglichst nicht von Hand bewirkt werden sollte, empfiehlt sich die Anordnung vertiefter Schlammbrunnen, aus denen der Schlamm abgepumpt oder mit natürlichem Druck abgelassen werden kann. Bisweilen ist auch die Schlammentfernung durch einen über die ganzen Faulräume beweglichen Schlammbagger (Eimerleiter oder Greifbagger) versucht worden. Wichtig sind auch Einrichtungen zur bequemen Entfernung der Schwimmschicht (vgl. Wilmersdorfer Anlage S. 276).

Die Überdeckung der Faulräume ist ohne Einfluß auf das sie durchfließende Wasser wie auf die Sinkschicht und bedingt nur ein verschiedenes Verhalten der Schwimmdecke (s. oben). Der Luftzutritt bei offenen Faulräumen verursacht Fliegenansammlung. Von anderen wird zwar bisweilen der Überdeckung auch ein Einfluß auf die Faulraumvorgänge zugeschrieben; z. B. bietet nach Bezault [9] ein vor Luft, Licht und besonders vor den Unbilden des Wetters geschützter Faulraum die besten Bedingungen für die Zersetzung. Außer der oben erwähnten Explosionsgefahr spricht gegen eine feste massive Überdeckung der Faulräume die Frage der leichten Schlammausräumung. Daher empfiehlt es sich, wenn eine Überdeckung gewünscht wird, mindestens eine möglichst große Beweglichkeit derselben zu wählen (z. B. Bohlenbelag), um zu allen Teilen des Schlammraumes leicht gelangen zu können. Soll die Überdeckung durchaus massiv erfolgen, so muß sie hoch genug über der Schlammoberfläche bezw. Wasseroberfläche angeordnet werden, damit ein Arbeiten in dem Faulraum noch möglich ist. Für die Schlammentfernung und die leichte Entfernung der Schwimmschicht (ohne Unterbrechung des Betriebes) sind große Öffnungen in der massiven Überdeckung selbst erforderlich.

Während des Betriebs müssen durch die massive Überdeckung geführte Gasabzüge die Ableitung der Faulraumgase gewährleisten. Wegen der Geruchsbelästigungen bei der Schlammausräumung (der Schlamm besitzt meist erheblichen Schwefelwasserstoffgeruch) und der Fliegenplage sollten in der Nähe von Bebauung auf mindestens 100 m Entfernung keine offenen Faulräume angelegt werden. Bezüglich der Möglichkeit einer Verminderung

des Auftretens unangenehmer Gerüche bei der Schlammentfernung sei auf das auf S. 324 Gesagte verwiesen.

Zum Schutz gegen eine Fliegenplage (Psychoda und andere) insbesondere in den Tropen ist auch schon die Überspannung offener Faulräume mit Drahtnetz vorgeschlagen worden. Zweckmäßig ist auch eine Umpflanzung von Faulraumanlagen mit Bäumen und dichtem Gebüsch.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle:

1. Kontrolle des Effekts von Faulräumen durch Messung der bei den periodischen ganzen oder teilweisen Entleerungen entfernten Schlammmengen (bei fortlaufender Abwassermessung), Bestimmung des Wassergehaltes im Schlamm.
2. Kontrolle der Zusammensetzung der Zu- und Abflüsse durch periodische Untersuchung größerer Durchschnittsproben auf suspendierte und insbesondere auch auf gelöste und pseudogelöste Stoffe.
3. Kontrolle in bezug auf Geruchsbelästigungen während des Faulraumbetriebs und insbesondere bei der Behandlung und Beseitigung der jeweils abgelassenen gefaulten Schlammengen.

Literatur zu VIII:

1) Calmette, L'épuration biologique et chimique des eaux d'égout. Paris, Bd. 3, 1908, S. 111.
2) Roth u. Bertschinger, Korrespondenzblatt für Schweizer Ärzte. XXX. Jg., 1900.
3) Dunbar u. Thumm, Beitrag zum derz. Stand der Abwasserfrage. München-Berlin, Oldenbourg. 1902; Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, 1907.
4) Favre, Ges.-Ing., 1907, Nr. 50.
5) Thumm, Zeitschrift für Medizinalbeamte, 1905. Beilage „Offizieller Bericht über die Hauptversammlung des Deutschen Medizinal-Beamten-Vereins Heidelberg 8./9. September 1905", S. 95.
6) Harding and Harrison, Report on experiments in Sewage Disposal Leeds. 1905, S. 54.
7) Fowler, Die Behandlung des Abwassers unter tropischen Verhältnissen. Referat, XIV. Internationaler Kongreß für Hygiene und Demographie, Berlin, September 1907.
8) Royal Commission on Sewage Disposal. Fifth Report, London, 1908. Wyman & Sons Ltd.
9) Bezault, Du rôle de la fosse septique dans l'épuration biologique; La Technique Sanitaire, 1908, Heft 10/11.
10) Liversedge, Surveyor, 1909, Bd. 35, S. 525.
11) Fowler, Sewage Works Analysis. London, King and Son, 1902.

IX. Chemische Fällungsverfahren.

Die Klärung von Abwässern mittels chemischer Zuschläge ist die älteste der weitergehenden Abwasserbehandlungsmethoden. Sie hat bei der in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts erfolgten Aufnahme der Abwasserreinigung sowohl in England wie auch in Deutschland eine große Verbreitung gefunden. Vor dem Auftauchen des künstlichen biologischen Verfahrens bildete sie außer der Landbehandlung auch das einzige weitergehende Klärverfahren. Insofern als man hiermit bei richtig bemessenen, relativ geringen Zuschlägen ein in höherem Grade von den ungelösten und teilweise von den gelösten Stoffen befreites, relativ klares Wasser bisweilen von bestechend blankem Aussehen erzielen konnte, war die chemische Klärung den gewöhnlichen Absitzverfahren zweifellos überlegen. Man hielt die Fällung mittels Zuschläge insofern auch für rationeller, als man glaubte, hierdurch den anfallenden Schlamm für die weitere Behandlung, Entwässe-

rung und Verwertung geeigneter machen zu können. In einzelnen Fällen traf die Erwartung auch zu (s. Kohlebreiverfahren). Dagegen enttäuschte die chemische Klärung mit Ausnahme des vorerwähnten Verfahrens, indem das geklärte Wasser seine Fäulnisfähigkeit meist nicht völlig verlor und durch Nachfällungen in der Vorflut zu unliebsamen Mißständen führte (vgl. König [1]).

Die vielfach vertretene Ansicht, daß der chemischen Klärung deswegen überhaupt keine praktische Bedeutung mehr zukomme, ist nicht richtig. In diesem Sinne spricht sich auch die „Royal Commission" in ihrem 5. Berichte aus.

Für gewerbliche Abflüsse ist der Zusatz von Chemikalien vielfach unentbehrlich, insbesondere bei nachfolgender biologischer Behandlung derartiger Wässer (s. unten).

Die chemische Klärung ist auch heute noch besonders in England als Vorreinigung für Abwässer mit gewerblichen Zuflüssen und auch für rein häusliche Abwässer vielfach im Gebrauch (vgl. Schiele [2]).

Die zugesetzten Fällungsmittel sollen (bei richtiger Bemessung und Durchmischung mit dem Abwasser) zunächst eine erhöhte Ausscheidung der ungelösten Stoffe bewirken und zwar dadurch, daß infolge der Umhüllung der einzelnen Schmutzteilchen eine größere Flockenbildung entsteht, die leicht zur Sedimentation gebracht werden kann. Da nach der Ionentheorie zwischen verschiedenen aufeinander reagierenden Stoffen eine vollkommene Ausscheidung eines Niederschlages nur dann möglich ist, wenn einer derselben im Überschuß vorhanden ist, wird zur Erzielung einer guten Flockenbildung stets mit einem gewissen Überschuß des zuzusetzenden Klärmittels zu rechnen sein.

Oft wirken aber Chemikalien einzeln auf die Schmutzstoffe überhaupt nicht ein, z. B. Eisenvitriol in schwach alkalischer oder saurer Lösung auf städtisches Abwasser, ferner z. B. Kalk allein auf gewerbliches Abwasser. In diesen Fällen ist dann ein weiteres Zusatzmittel erforderlich; in dem erstgenannten Fall z. B. Zusatz von Kalk zur Erzielung einer stärkeren Alkalität, im zweiten Fall unter Umständen Eisensalze. Die Schmutzstoffe werden dabei durch diese weiteren Zusätze mehr oder weniger „passiv" zur Ausscheidung gebracht.

Eine chemische Klärung ist ferner praktisch oft gar nicht möglich, wenn die Schmutzstoffe in sehr verdünnter Form im Abwasser enthalten sind, z. B. in verdünnten Farbbrühen. Konzentrierte Farbbrühen vermag man dagegen durch Chemikalien farblos zu machen. Bei sehr verdünnten Farbbrühen werden durch die Chemikalien Farbstoffe zwar auch ausgeschieden, aber in so feinflockiger Form, daß deren Sedimentation praktisch nicht durchführbar ist. Je nach Art der Zuschläge erfolgt aber auch bisweilen eine Beeinflussung bezw. teilweise Ausscheidung der gelösten Stoffe durch Bindung bezw. Absorption. Am stärksten tritt die letztere bei der Torf-(Kohle-)Breiklärung auf. Bei der Kalkklärung werden die gelösten Stoffe des Abwassers praktisch so gut wie nicht ausgeschieden; zuweilen erfahren sie sogar eine Zunahme, indem bei Überschuß von Kalk Schmutzstoffe in lösliche Form gebracht werden.

Geeignete Zuschläge für die Fällung sind sehr zahlreich. Die häufigsten sind Kalk, Metallsalze wie Eisenvitriol (Eisensulfat), Eisenalaun (schwefelsaure Tonerde und Eisensulfat), schwefelsaure Tonerde, Ferro-

zone, Eisenchlorid, ferner Schwefelsäure usw. Eine ausführliche Zusammenstellung der bekannt gewordenen chemischen Fällungs- und Reinigungsmittel gibt König [1]. Über die zweckmäßigsten Klärmittel sind verschiedentlich Untersuchungen angestellt worden, die aber wegen der Verschiedenheit der Abwässer des einzelnen Falles sich nicht übertragen lassen. Bei den von 1887 bis 1901 auf der Kläranlage in Frankfurt a. M. ausgeführten Versuchen (vgl. Tillmans [3]) wurde mit schwefelsaurer Tonerde und Kalk die beste Wirkung erzielt (allerdings bei geringem Mehreffekt gegenüber mechanischer Klärung). Bei den vom Gesundheitsamt in Lawrence durch Hazen angestellten Versuchen wurden nach dem Bericht des Amtes vom Jahre 1890 bei gleichem Kostenaufwand mit Ferrisulfat die besten Resultate erzielt; nahezu gleichwertig war Eisenalaun mit Kalk, etwas geringer schwefelsaure Tonerde.

Die zweckmäßigsten und wirtschaftlichsten Zusätze müssen der Eigenart des betreffenden Abwassers und den Vorflutverhältnissen entsprechen und deshalb im speziellen Fall durch systematische Vorversuche ermittelt werden.

Im allgemeinen ist man bestrebt, nur solche Zusätze zu wählen, die nicht zuviel Schlamm erzeugen, da letzterer gewöhnlich keine besondere Verwertung zuläßt. Da der Chemikalienzusatz der wechselnden Abwasserbeschaffenheit und -menge entsprechend bald höher, bald geringer zu bemessen ist, verlangt die chemische Klärung von vornherein eine ständige sorgfältige Wartung. Die günstigste Menge der Zusätze wird in der Praxis durch direkten Versuch in der Weise bestimmt, daß man fortlaufend Stichproben aus dem Mischgerinne vor dem Einlauf in die Sedimentationsanlage entnimmt und beobachtet, ob die günstigste Flockenbildung (in der Praxis vielfach als Aufschluß bezw. Bruch bezeichnet) erreicht ist.

Am häufigsten ist wegen der leichten Beschaffung und Billigkeit die Verwendung von Kalk (selten allein, meist in Verbindung mit Eisensalzen) als Beschwerungsmittel.

Zweckmäßig ist möglichst reiner Ätzkalk (CaO), der wenig kohlensauren Kalk enthält. Aus weißen Kalkgesteinen hergestellter Ätzkalk besitzt eine Reinheit von 95—97 Proz. Bisweilen kann auch Kalk von geringerer Reinheit noch zweckmäßige Verwendung finden. Der Ätzkalk in Stücken wird in Rührwerken abgelöscht und zu Kalkmilch verarbeitet. Bei wechselnder Abwassermenge und Konzentration ist zwischen dem Rührwerk und dem Mischgerinne (s. u.) ein genügend großer Vorratsbehälter einzufügen. Der Kalkzusatz schwankt zwischen 30—250, selbst bis 500 g pro cbm. Bei der Bemessung der Länge des Mischgerinnes ist zu berücksichtigen, daß der Kalk auf das Abwasser erst nach einiger Zeit einwirkt, die durch den Versuch festzustellen ist.

Die billigsten Beschwerungsmittel bei der Kalkklärung sind die Eisensalze; am häufigsten wird Eisensulfat verwendet. Auch hier schwanken die Zuschläge ganz erheblich, nach bekannten Beispielen zwischen 15 und 85 g pro cbm. Von Bedeutung ist hierbei, ob die zu behandelnden Abwässer bereits Eisensalze enthalten. In manchen Fällen genügen bereits die in den Abwässern enthaltenen Eisensalze (z. B. bei Abflüssen aus Eisenbeizen) für eine ausreichende Fällung.

Auch Ferrisulfat $Fe_2(SO_4)_3$ findet gelegentlich für frische städtische

Abwässer Verwendung; weitere Zuschläge sind im allgemeinen hierbei nicht erforderlich.

Ferrosulfat ($FeSO_4$) (Eisensulfat) wird nur ausnahmsweise als alleiniges Fällungsmittel benutzt, wie z. B. früher in Leipzig, wo nur 60—70 g pro cbm (bei allerdings dünnem Abwasser von deutlich alkalischer Beschaffenheit) für einen günstigen Kläreffekt genügten.

Die Eisensalze haben den Vorteil, daß sie auch einen Teil der im Abwasser gelösten Stoffe auszuscheiden vermögen; andererseits haben sie den Nachteil, daß sie in den geklärten Abflüssen, wenn letztere Schwefelwasserstoff enthalten, durch Bildung von Schwefeleisen eine Schwarzfärbung verursachen können. Allerdings besteht die Möglichkeit, die überschüssigen Eisensalze nach Art der Trinkwasserenteisenung wieder auszuscheiden.

Die schwefelsaure Tonerde hat den Nachteil dieser Schwarzfärbung der behandelten Abwässer nicht. Sie wird deshalb den Eisensalzen vorgezogen, ist aber in der Beschaffung teurer als diese (100 kg kosten selbst im Großbezug ca. 4—5 M.). Der Zusatz an schwefelsaurer Tonerde zum Abwasser schwankt ebenfalls sehr erheblich (von 30—300 mg pro cbm) und erfolgt bisweilen vorteilhaft in warmer Lösung. Sehr häufig wird schwefelsaure Tonerde zusammen mit Eisensulfat als Eisenalaun verwendet. In England findet Eisenalaun vielfach auch als alleiniges Klärmittel Anwendung (vgl. [2]).

Die Chemikalien (mit Ausnahme des Kalkes) können in fester Form oder als Lösungen in dem Mischgerinne zugesetzt werden. Die Anwendung in fester Form mag bei kleineren Anlagen bisweilen genügen; zweckmäßiger ist zweifellos die Zugabe in gelöster Form. Die Lösungen werden gewöhnlich mit reinem Wasser, bisweilen auch mit Abwasser selbst hergestellt. Über die für die Zubereitung, Aufgabe und Vermischung der Lösungen gebräuchlichen konstruktiven Vorrichtungen vgl. [2]. In bezug auf wechselnde Abwassermenge und Beschaffenheit muß die Aufgabevorrichtung leicht regulierbar sein; zweckmäßig sind selbstregelnde Konstruktionen. Die Vermischung mit den Abwässern vor der Absitzanlage erfolgt bei solchen Zuschlägen, die sich weniger leicht mit dem Abwasser gleichmäßig vermischen (z. B. Kalk), in dem sog. Mischgerinne, einem genügend langen Gerinne (ca. 20—50 m), in welchem durch zungenförmige Einbauten eine Auf- und Ab- bezw. Hin- und Herbewegung des Wassers und damit eine innige Vermischung erzeugt wird. Bei der Kalk- und bei der Kohlebreiklärung werden die Beschwerungsmittel erst in der zweiten Hälfte des Mischgerinnes zugesetzt, nachdem die Abwässer sich mit den ersten Zuschlägen bereits genügend vermischt haben. Es empfiehlt sich nicht, die Chemikalien zwecks Vermischung in Pumpen einzuführen, weil dabei erfahrungsgemäß zu feinflockige Ausscheidungen erfolgen.

Die Sedimentationsanlagen können, sofern die Aufenthaltsdauer in denselben für die Einwirkung der Zuschläge und die Ausfällung genügt, jede der früher erwähnten Ausbildungsarten aufweisen; die für den vollständigen Fällungsprozeß erforderliche, bisweilen beträchtliche Zeit ist durch die oben erwähnten systematischen Vorversuche zu ermitteln. Vielfach sind Brunnen und Türme (Heberglocken) für die Fällungsanlagen gewählt worden, in der Ansicht, daß die niedersinkenden Flockenmassen die Ausfällung aus dem aufsteigenden Abwasser begünstigen (schwebendes Filter). Nach den

praktischen Erfahrungen scheint das zuzutreffen; in welchem Maße, darüber fehlen vergleichende Versuche.

In bezug auf den Reinigungseffekt haben die Fällungsmethoden, wie oben erwähnt, insofern den Erwartungen nicht entsprochen, als das geklärte Abwasser seine Fäulnisfähigkeit nicht verliert; eine Ausnahme bildet hierbei das Kohlebreiverfahren. Die Betriebsresultate zahlreicher Anlagen (insbesondere auch in England) zeigen, daß die chemische Fällung in der Hauptsache nur eine (zum Teil erhebliche) Ausscheidung der ungelösten Stoffe (75—85 Proz.) bewirkt. In bezug auf Ausscheidung gelöster Stoffe kommen außer der Kohle nur Eisensalze in Betracht.

Günstig ist der Effekt chemischer Zusätze bei gewerblichen Abwässern, welche insbesondere Farbstoffe, Fette und Seifen, sowie Fasern jeder Art enthalten, indem sie zur Zurückhaltung dieser Stoffe mehr leisten als die übrigen Methoden. Die Abscheidung von Fett allein aus gewerblichen Abwässern kann durch Zusatz von Schwefelsäure erreicht werden, wobei das Fett sich flockenartig abscheidet.

Zusätze von Kalk dienen zur Abstumpfung von Säuren und finden zweckmäßig bereits am Anfallsorte der sauren Abwässer (in den Klär- bezw. Vorkläranlagen der Fabriken) Anwendung, um das Kanalmaterial vor Angriffen zu schützen. Gelegentlich empfiehlt sich zu demselben Zwecke der Zusatz von Kalk zu dem städtischen Abwasser selbst zur Erhöhung seines Säurebindungsvermögens. Sollen säurehaltige Wässer auf künstlichem oder natürlichem biologischen Wege gereinigt werden, so ist eine vorherige Abstumpfung der Säuren unerläßlich.

Ein Übelstand der Fällungsmethoden ist der beträchtliche Schlammanfall, der sich dadurch erklärt, daß einmal eine erhebliche Ausscheidung ungelöster Schmutzstoffe erfolgt, und daß ferner die feinverteilten Zuschläge einen ebenfalls sehr wasserhaltigen Schlamm bilden. Die umhüllten Schmutzteilchen nehmen ein ganz erheblich größeres Volumen ein. Ein Zuschlag von 250 g Kalk entspricht bei 95 Proz. wasserhaltigem Schlamm allein einer Schlammvermehrung von ca. 5 Liter. Bei den chemischen Fällungen erhält man erfahrungsgemäß mindestens 10 bis 30 und mehr Liter wässerigen Schlamm pro cbm. Durch die bisweilen außerordentlich hohe Schlammbildung wird die Wahl der Zuschläge im einzelnen Falle begrenzt, weil die entstehende Schlammenge zu groß und ihrer Beschaffenheit wegen schwer zu entwässern ist.

Über die Trocknung und eventuelle Verwertung des Schlammes aus chemischen Fällungsverfahren vgl. Kapitel XIV.

Die chemische Behandlung von Abwässern durch oxydierend wirkende Chemikalien ist ebenfalls seit Jahren schon versucht worden. Hierher gehört die Behandlung der Abwässer mit Nitraten (gewöhnlich in Form von Chilesalpeter). Solange letztere im Überschuß vorhanden sind, erfolgt die nach einiger Zeit eintretende Zersetzung der Abwässer ohne Bildung von Schwefelwasserstoff. Es handelt sich also um eine harmlose Art des Abbaus, bei der offensiv riechende Verbindungen nicht entstehen. Die näheren Vorgänge sind analytisch bis jetzt noch nicht ermittelt (vgl. Weldert [8]); allem Anscheine nach handelt es sich um ein biologisches Verfahren unter gleichzeitiger Verwendung chemischer Zuschläge in Form von Nitraten. Hierbei ist es im Prinzip zweckmäßig, die Hauptschmutzmenge zunächst durch mechanische Verfahren abzuscheiden. Abgeschlossene Er-

fahrungen liegen hierüber aber auch noch nicht vor; einen gewissen Anhalt bieten aber die Erfahrungen, die an hinter biologischen Tropfkörpern angeordneten Absitzanlagen gemacht worden sind, in denen der aus diesen Körpern ausgewaschene Schlamm bei Gegenwart von Nitraten unter Umständen noch weiter abgebaut wird (vgl. S. 276).

Kohlebreiverfahren.

Wie oben bereits erwähnt, zeichnet sich das Kohlebreiverfahren dadurch aus, daß es bei richtigem Betriebe und bei Verwendung genügender Mengen von Zuschlägen imstande ist, fäulnisfreie Abflüsse zu liefern. Das Verfahren stammt von Degener und ist in konstruktiver Hinsicht von Rothe ausgebildet worden. Es wird deshalb auch als Rothe-Degenersches Kohlebreiverfahren bezeichnet. Degener [4] wollte die Reinigungswirkung des Bodens künstlich nachahmen, deren Ursache er in Absorptionswirkungen durch humose Stoffe des Bodens vermutete. Diese Ansicht führte zur Wahl möglichst humoser Stoffe als Zuschläge. Als solche schienen ihm in erster Linie Torf und Braunkohle geeignet. In seiner weiteren Entwicklung hat das Verfahren insbesondere durch Proskauer [5] wissenschaftliche Förderung gefunden. Das Kohlebreiverfahren ist an verschiedenen Orten, insbesondere in der Umgebung von Berlin, eingeführt worden, so in Oberschöneweide, Tegel, Spandau, Potsdam, Köpenick, ferner an einigen anderen Orten, wie Elbing usw.

Die in den bestehenden Anlagen benutzte Braunkohle ist gewöhnlich Abfallkohle aus Fürstenwalde, bisweilen auch aus böhmischen Gruben. Die Zusammensetzung der genannten Braunkohlen ist aus nachstehender Tabelle ersichtlich. Die Braunkohle ist relativ billig. Bei Schiffbezug kostet ein Hektoliter ca. 30—40 Pfg. Die Braunkohle wird in Kohlenmühlen gemahlen und in einem Kollergang zu feinem Schlamm verarbeitet, der in einem Rührbehälter in dünnflüssigen Brei übergeführt wird.

Zusammensetzung der Braunkohle (Abfallkohle) in Proz.

	Fürstenwalde	Böhmen
Kohlenstoff	34,4	34,5
Wasserstoff	3,2	3,4
Sauerstoff und Stickstoff . .	13,9	—
Schwefel	0,7	1,0
Wasser	40,3	36,6
Asche	7,5	9,6

Die Zusätze an Braunkohle richten sich ebenfalls wieder nach der Abwasserbeschaffenheit. Sie können darnach $1\frac{1}{2}$ bis 3 kg pro cbm Abwasser betragen. Der flüssige Kohlebreischlamm wird auf seinen Gehalt an Braunkohle durch Bestimmung des spezifischen Gewichts (mittels der Beaumé-spindel) geprüft. Erforderlich ist, daß die zu verwendende Braunkohle sich möglichst fein „schleifen" läßt. Körnige Kohle ist in dieser Hinsicht ungeeignet.

Die Vermischung mit dem Abwasser erfolgt mittels Mischgerinne, vergl. oben S. 249.

Die Benutzung von Torf ist seltener. Seine Anwendung kommt nur an Orten in Frage, in deren Nähe er gewonnen werden kann (wie z. B. im



oberen Rheintal und den norddeutschen Moorgegenden), weil die Bahnverfrachtung wegen des hohen Wassergehaltes des Torfes (85 Proz.) zu teuer kommt. Für die Klärung eignet sich alter Torf, in dem die Moose und Gräser möglichst zerfallen sind. Die Anwendung von Torf hat sich bis jetzt auch nur auf Versuche beschränkt. Von derartigen Versuchen sind zu nennen der Torfbreiklärversuch der Stadt Stuttgart auf der Tegeler Anlage [6], ferner ein Torfklärversuch von Steuernagel in Essen und ein solcher auf der Anlage in Baden-Baden. Der bei dem erstgenannten Versuch verwendete Torf aus Ober-Schwaben enthielt 15—18 Proz. Trockensubstanz, deren Kohlenstoffgehalt 44 Proz. betrug. Der Rohtorf bedarf zunächst einer gründlichen Durchmischung, worauf er sich in Rührwerken in Breiform auflösen läßt. Die Zusatzmengen an Trockensubstanz sind ungefähr dieselben wie bei Braunkohle.

Die Ansicht, daß der Humusgehalt der Kohle bzw. des Torfs von Bedeutung sei, hat sich bis jetzt erhalten (vgl. [5]). Die zugesetzten Metallsalze (die Beschwerungsmittel) bilden mit den Humusstoffen (Huminsäuren u. dgl.) unlösliche, großflockige Niederschläge, welche die feinsten schwebenden Partikelchen des Abwassers umhüllen und zu Boden reißen. Dabei ist zu beachten, daß die Metallsalze nicht auf die Kohle, sondern auf das veränderte Abwasser einwirken. Gewöhnliche Kohle (Steinkohlebrei) mit geringem oder keinem Humusgehalt ergibt unzureichende Effekte. Dagegen läßt sich Steinkohle als Teilzuschlag unbeschadet des Kläreffektes benutzen.

Als Beschwerungsmittel dienen in erster Linie schwefelsaure Tonerde und Eisensalze (Ferrisulfat). Die Zuschläge an Tonerde bzw. Eisensalzen wechseln entsprechend der Abwasserbeschaffenheit im einzelnen Falle sehr erheblich; sie betragen bei bekannten Anlagen 200—350 g und mehr pro cbm. Der Umfang der Verwendung von Eisensalzen ist jeweils von der Beschaffenheit der Abwässer abhängig zu machen (mit Rücksicht auf eine Schwefeleisenbildung bei Auftreten von Schwefelwasserstoff in den letzteren). Die Stärke der Chemikalienlösung wird wie die der Braunkohle (s. oben) während des Betriebes gewöhnlich durch Bestimmung des spezifischen Gewichtes kontrolliert.

Bislang wurden für die Fällung selbst meist die Rotheschen Klärtürme (s. d.) verwandt. Es hat sich dabei in der Praxis gezeigt, daß speziell für die Kohle-(Torf-)Breifällung eine gewisse Reaktionsdauer und eine geringe Durchflußgeschwindigkeit (nicht über 1 mm/sec) erforderlich ist. Von Spezialisten des Verfahrens wird dem „schwebenden Filter" bei der Fällungsmethode eine besondere Bedeutung zugemessen.

Von verschiedener Seite ist auch vorgeschlagen worden, offene Absitzanlagen zu verwenden, so von Proskauer, Reichle und Dost usw. Eine Kohlebreianlage mit offenen Absitzbecken ist in Köpenick durch Schüßler eingeführt worden und zwar derart, daß bei den dort günstigen Bodenverhältnissen (reiner Sandboden) und dem zur Verfügung stehenden umfangreichen Gelände drei große Klärteiche von je ca. 1 ha Größe angelegt worden sind, welche, sobald sie mit Schlamm genügend erfüllt sind, vom darüberstehenden Wasser entleert und als Schlammtrockenplätze benutzt werden (vgl. Heine [7]).

Nach den Erfahrungen in Köpenick läßt sich bei dem dortigen Abwasser das Verfahren auch in dieser Weise durchführen. Die Verwendung

von Becken dieser Art bedingt, daß es sich dabei nicht um besonders leicht faulenden Schlamm handelt, der so rasch als möglich von dem Abwasser abgetrennt werden muß.

Der qualitative Erfolg der Kohle-(Torf-)Breiklärung ist bei sachgemäß geleitetem Betriebe ein durchweg zufriedenstellender (vgl. [5]). Der organische Stickstoff wird um 80 Proz. herabgesetzt. Die Wässer zeigen bisweilen noch einen hohen Kaliumpermanganatverbrauch (der vermutlich auf die ausgelaugten Huminstoffe zurückzuführen ist); ein Nachfaulen der geklärten Wässer findet bei richtig bemessenen Zusätzen jedoch nicht statt. Bei den erwähnten Torfklärversuchen der Stadt Stuttgart in Tegel [6] hat bei einem Zusatz von 2,5—3 kg Torf und 200—300 g schwefelsaurer Tonerde und Eisensulfat auf ein Kubikmeter Abwasser die durchschnittliche Abnahme der suspendierten Stoffe 93 Proz., diejenige der organischen gelösten Stoffe 65 Proz. und die Herabsetzung der Oxydierbarkeit 73—80 Proz. betragen.

In bakteriologischer Hinsicht wird durch die Zuschläge eine erhebliche Ausfällung von Keimen bewirkt; eine ausreichende Desinfektion der Wässer kann jedoch erst durch Chlorkalkzusatz erreicht werden (vgl. Proskauer und Elsner [5]).

Die Schlammenge ist entsprechend den Kohlezusätzen naturgemäß eine sehr große. Der aus der Absitzanlage gewonnene dünnflüssige Schlamm kann 25—30 l für jedes Kubikmeter behandeltes Abwasser betragen. Die große Schlammenge ist aber insofern unbedenklich, als der Schlamm bei richtiger Behandlung leicht trocknet, nicht mehr in stinkende Fäulnis übergeht und durch Verbrennen oder Vergasen nutzbringend verwertet werden kann. Die Abtrocknung des Schlammes erfolgt in den Rotheschen Anlagen bislang durch Pressen; sie läßt sich aber auch mit sachgemäß ausgestatteten, gut drainierten Schlammbeeten zweckmäßig bewirken, eventuell auch durch Zentrifugieren, was bis jetzt zwar noch nicht erprobt ist. Über die Trocknung und Benutzung von Kohlebreischlamm s. unter Schlammpressen, Verbrennung und Vergasung.

Die Betriebskosten des Verfahrens sind in Anbetracht der erforderlichen maschinellen Einrichtungen nicht unbedeutend und betragen je nach den Verhältnissen 1,50 M. bis 3 M. pro Kopf und Jahr. Diese Kosten lassen sich aber nicht unmittelbar in Vergleich stellen mit denen anderer Klärmethoden. Zunächst ist zu beachten, daß hierbei die Schlammfrage wegen der Brennbarkeit oder Vergasungsfähigkeit des Schlammes bereits mitgelöst ist, ein Punkt, der beim Vergleich mit anderen Verfahren gewöhnlich außer acht gelassen wird. Die Kohlebreianlagen können, weil sie nahezu geruchlos arbeiten, in bebauten Gebieten erstellt werden, während andere Klärverfahren nur in größerer Entfernung von Ansiedelungen anwendbar sind. Bei einem Kostenvergleich mit solchen Verfahren müßten also auch die Mehrkosten für die Fortleitung der Abwässer berücksichtigt werden. Zieht man diese Momente in Betracht, so kann das Kohlebreiverfahren zweifellos in geeigneten Fällen zweckmäßig zur Anwendung gelangen, bzw. ist es im Vorteil, wenn es darauf ankommt, die Reinigungsanlage in bewohntem Gebiet zu erstellen, oder wenn die Möglichkeit gegeben ist, den Schlamm durch Verbrennen oder Vergasen dadurch nutzbringend zu verwerten, daß sich der Klärbetrieb mit dem Betrieb einer städtischen Kraftanlage räumlich vereinigen läßt, wodurch sich bei dem gemeinschaftlichen Betriebe auch die Kosten für Unterhaltung und Beaufsichtigung der Kläranlage vermindern.



Dem Kohlebreiverfahren verwandte Methoden sind:

1. Das Friedrichsche Klärverfahren, das mit geschwelter Schlammkohle arbeitet, die durch Verkokung von Abwasserschlamm gewonnen wird [9];

2. das Hoyermann- und Wellensieksche Humatverfahren, das für die Reinigung von Zuckerfabrikabwässern und verwandten Abwässern empfohlen wird und bei dem mit Natronlauge erhaltene Braunkohlenauszüge bezw. ein aus diesen Auszügen gewonnenes Pulver [10] Verwendung finden, und

3. das Richtersche Kolazitverfahren, über das Knauff berichtet hat. Das Verfahren [11] verwendet mit Kaolin oder Ton gemischte Braunkohle, die verkokt und nachher gemahlen wird.

Über alle drei Verfahren, die wie das Kohlebreiverfahren auch für die Behandlung von nassem Schlamm (s. S. 326) Verwendung finden können, sind einigermaßen abgeschlossene Erfahrungen bislang noch nicht bekannt gegeben worden. An sich ist gegen diese Verfahren ebensowenig zu sagen wie gegen das Kohlebreiverfahren. Abzuwarten wären weitere, insbesondere in größerem Maßstabe angestellte Versuche, um auch über die finanzielle Seite Klarheit zu erhalten.

Einwirkung der überschüssigen Chemikalien auf die Vorflut.

Einen Nachteil jeder chemischen Klärung bilden die in den Abflüssen enthaltenen überschüssigen Chemikalien, die beim Zusammentreffen mit anderem Wasser (z. B. des Vorfluters) zu Fällungen Anlaß geben können.

Bei einem Kalküberschuß werden im Vorfluter etwa vorhandene Bikarbonate zu einfach kohlensaurem Kalk reduziert, der sich niederschlägt und schädigend auf das Pflanzen- und Tierleben einwirkt. Überschüssige Eisensalze können rostrote Niederschläge bewirken. Ist der Vorfluter stark verunreinigt, so verursachen die zutretenden Chemikalien eine Klärung des Vorflutwassers; man erhält Abwasserschlamm mit allen seinen Eigenschaften, aber am falschen Orte.

Finden sich in chemisch behandelten Abwässern überschüssige Ferrosalze (z. B. bei der Eisenvitriolklärung), so gehen diese in der Vorflut in Ferrisalze (Eisenoxyd) über und können derselben auf diese Weise große Mengen von Sauerstoff entziehen. Überschüssige Tonerde kann bei kleinen Vorflutern durch ausgeschiedenes Aluminiumhydroxyd zu einer Opaleszenz des Wassers Veranlassung geben.

Aus diesen Gründen kann es notwendig werden, die überschüssigen Chemikalien vor der Ableitung der Abflüsse wieder auszuscheiden. Hierfür gibt es verschiedene Mittel. Bei der Köpenicker Anlage z. B. speichert man die Abflüsse gewißermaßen noch längere Zeit in Becken auf, ehe man sie dem Vorfluter überantwortet. Bei Eisensalzen kann, wie oben erwähnt, die Ausscheidung nach Art der Trinkwasserenteisenung erfolgen.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle chemischer Fällungsanlagen:

Kontrolle der gesamten Schlammengen und deren Wassergehalt (bei fortlaufender Abwassermessung) — Kontrolle der Zu- und Abflüsse durch periodische Untersuchung von Durchschnittsproben (Fäulnisfähigkeit der Abflüsse?), Bestimmung der in den Abflüssen eventuell noch enthaltenen überschüssigen Klärmittel — fortlaufende Notierung der Zuschlagsmengen — Kontrolle auf günstige Flockenbildung durch Entnahme periodischer Stich-

proben aus dem Mischgerinne — Kontrolle der Vorflut auf Einwirkung der gereinigten Abflüsse und speziell der überschüssigen Chemikalien, Kontrolle der Schlammbehandlung und -beseitigung überhaupt.

Literatur zu IX:

1) König, Die Verunreinigung der Gewässer, Bd. I u. II.
2) Schiele, Mitteilungen a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. u. Abwässerbes. Heft 11, 1909.
3) Tillmans, Wasser und Abwasser, Bd. I, 1907, S. 313.
4) Degener, Vierteljahrsschr. f. ger. Med. u. öff. San., Bd. XV, H. 1.
5) Proskauer u. Elsner, Vierteljahrsschr. f. ger. Med. u. öff. San., Bd. XVI, 1898, Suppl.-H.
6) Schury u. Bujard, Mitteilungen a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. u. Abwässerbes., Heft 8, 1907.
7) Heine, Elektrotechn. Zeitschr. 1909, Nr. 25.
8) Weldert, Mittlgn. a. d. Kgl. Prüfgsanstlt. f. Wasservers. u. Abwässerbes. Heft 13, 1910.
9) D.R.P. 88504 u. 92424; vergl. auch Haefcke, Städtische u. Fabrikabwässer, 1901, S. 359.
10) Hoyermann-Wellensiek, Hannover, Andreasstr. 14; vergl. auch Schöne, Die Deutsche Zuckerindustrie, 1910.
11) D.R.P. 213828, hergestellt von „Elektron" in Griesheim a. Main.

X. Künstliche biologische Reinigung.

Unter den bekannten Methoden zur Beseitigung der Fäulnisfähigkeit von Abwässern sind die biologischen Reinigungsmethoden zweifellos die wichtigsten.

Hierunter versteht man alle diejenigen Methoden, bei welchen Abwässer in regelmäßigem Betrieb durch Kontakt mit natürlich oder künstlich aufgeschichtetem Material gereinigt werden. Den Ausgangspunkt der biologischen Reinigung bildeten die Erfahrungen über die Behandlung von Abwässern auf durchlässigem natürlichen Boden und die von Frankland im Jahre 1870 sowie vom Massachusetts State Board of Health, Boston, in den Jahren 1889—1891 ausgeführten Versuche über intermittierende Bodenfilter, durch welche festgestellt wurde, daß sowohl bei natürlichen als auch bei künstlich aufgeschichteten Filtern die Schmutzstoffe (die zurückgebliebenen ungelösten wie die gelösten) nach dem Kontakt mit dem Material zum größten Teil eine Oxydation erfahren hatten, sofern eine genügende Luftzuführung bewirkt wurde. Im Gegensatz zu der Behandlung von Abwässern auf natürlichem Boden bezeichnet man die Behandlung in künstlich aufgeschichtetem Material, als welches alle möglichen Materialien wie Schlacke, Koks, Kohle, Sand und Kies sowie Steinschlag aus natürlichen oder künstlichen Gesteinen Verwendung finden, als künstliches biologisches Verfahren. Die Übertragung der oben erwähnten, an natürlichen und an feinkörnigen künstlichen Bodenfiltern gemachten Feststellungen auf künstlich aufgeschichtetes Material von erheblich größerem Korn als das Korn der Bodenfilter und die Ermittlung geeigneter Maßnahmen in bezug auf den Aufbau und den Betrieb solcher künstlichen Körper sind auf Dibdin, Corbett und Stoddart zurückzuführen. Während Dibdin den Kontakt zwischen Abwasser und Material durch vollständige Erfüllung des in entsprechenden Becken untergebrachten Körpers herstellte, suchten Corbett und unabhängig von ihm Stoddart diesen Kontakt durch Auflösung des Abwassers in Tropfenform und Überrieselung des Materials zu erreichen. Die Füllkörper sind demnach auf Dibdin, die Tropfkörper auf Corbett und Stoddart zurückzuführen. Die ersten biologischen Körper wurden 1891 (von Dibdin) in Barking (Lon-



don) als Füllkörper erbaut. Seither hat das künstliche biologische Verfahren nicht nur in England [5] und Amerika, sondern insbesondere auch in Deutschland eine große Verbreitung gefunden (vgl. [6]). In Deutschland sind die ersten Versuche an einer von Schweder in Gr.-Lichterfelde errichteten Anlage durch eine preuß. staatliche Sachverständigenkommission angestellt worden [1], und ist darnach mit staatlicher Unterstützung in Charlottenburg eine weitere Anlage geschaffen worden [2]. Dunbar und seine Schüler haben sich um das Wesen der biologischen Abwasserbehandlung Verdienste erworben. Auch von zahlreichen anderen Autoren wurden Erklärungsversuche angestellt.

Nach der in Deutschland verbreiteten, auf die sorgfältigen Feststellungen von Dunbar [3] sich stützenden Anschauung spielen sich die Vorgänge bei der biologischen Reinigung, kurz gefaßt, ungefähr wie folgt ab:

1. Die Einarbeitung des Körpermaterials ist vorwiegend ein mechanischer und biologischer Vorgang. Die Schmutzstoffe des Abwassers werden bei seinem Hindurchschicken durch den Körper durch das Material desselben bald mehr, bald weniger weitgehend abfiltriert, und die Oberfläche des Materials umkleidet sich mit einer aus Organismen bestehenden Schicht, dem sog. biologischen Rasen.

2. Die Reinigung des Abwassers in einem derartig eingearbeiteten, „reifen" biologischen Körper ist vorwiegend ein physikalisch-chemischer Vorgang. Biologische Vorgänge spielen eine untergeordnete Rolle, da sich der Reinigungsvorgang in kurzer Zeit, in verhältnißmäßig wenigen Minuten, abspielt. Die ungelösten, pseudogelösten und gelösten Schmutzstoffe werden dabei ausgeschieden; das Abwasser wird damit fäulnisunfähig.

3. Die Regenerierung des biologischen Körpers ist ein biologischer Vorgang. Durch die Tätigkeit von Organismen, die an das Vorhandensein von Luft gebunden ist, nimmt der biologische Körper die Eigenschaften an, die ihn zur Reinigung neuer Abwassermengen geeignet machen. Die Regenerierung des Körpermaterials nimmt im Gegensatze zur Abwasserreinigung längere Zeit (einige Stunden) in Anspruch.

Aus der gegebenen Erklärung, die naturgemäß das Wesen der biologischen Reinigung erschöpfend nicht darlegt, aber für die praktischen Bedürfnisse ausreicht, lassen sich zwanglos die wichtigsten Bedingungen für den Bau und Betrieb biologischer Körper, die überdies durch die Erfahrungen bestätigt sind, ableiten.

Die Reinigungswirkung eines biologischen Körpers ist im übrigen bis zu einem gewissen Grade um so größer, je größer bei einer bestimmten Belastung die Oberfläche des Materials, also die Kontaktfläche ist.

Die Zurückhaltung der Schmutzstoffe wird begünstigt durch eine rauhe Oberfläche des Materials, wie solche z. B. Schlacke, Schmelzkoks usw. besitzen. Für eine gesicherte fortlaufende Regenerierung ist eine genügende Luftzufuhr Grundbedingung. Die biologische Tätigkeit ist ferner bis zu einer gewissen Grenze von der Temperatur abhängig; bei höherer Temperatur (im Sommer) ist sie im allgemeinen günstiger als im Winter. Frost verursacht, wenn er auf den Organismenbesatz einwirken kann, die Abtötung desselben. Ferner sind Gifte usw., die die Lebewesen schwächen bzw. töten, von biologischen Körpern fernzuhalten oder auf ein unschädliches Minimum zu reduzieren. Saure (durch Mineralsäure bedingte) Wässer werden am besten einer geeigneten Vorbehandlung (Abstumpfung) unterzogen; für die

sauer reagierenden Stärkefabrikabwässer und für andere Abwasserarten, deren saure Reaktion durch ihren Gehalt an organischen Säuren bedingt ist (s. Kapitel XIII), ist eine vorherige Abstumpfung der freien Säure im allgemeinen nicht erforderlich.

Der Kontakt des Abwassers mit dem Material kann in verschiedener Weise herbeigeführt werden, einmal, indem der Körper vollständig mit dem Abwasser gefüllt wird und nach einer gewissen Zeit des Vollstehens der Inhalt zwecks Luftzuführung wieder entleert wird; derartig betriebene Körper nennt man Füllkörper.

Eine Variante dieses Verfahrens besteht darin, daß die Füllung, die Zeit des Vollstehens und die Entleerung ersetzt werden durch eine periodische Durchströmung, der aber gewisse Lüftungsperioden folgen müssen.

Zweitens kann der Kontakt dadurch erreicht werden, daß das in möglichst feine Strahlen bzw. Tropfen aufgelöste Abwasser durch das Material geschickt wird. Bei dieser Art der Beschickung wird die Lüftung nicht unterbrochen; die Beschickung kann deshalb gegebenenfalls kontinuierlich erfolgen. Derartige Körper werden als Tropfkörper bezeichnet.

Bei Füllkörpern erfolgt die Reinigung des Abwassers während des Vollstehens, die Regenerierung während des Leerstehens; bei Tropfkörpern erfolgen Reinigung und Regenerierung gleichzeitig.

Wie ein Abwasser vorbehandelt wird, ob überhaupt nicht oder ob durch mehr oder weniger weitgehende Sedimentation oder Faulung, ist im Prinzip gleichgültig, da in allen Fällen durch biologische Körper den Abwässern die Fäulnisfähigkeit genommen werden kann. Die Erfahrungen haben aber gezeigt, daß bei Beschickung mit frischem Abwasser das Auftreten unangenehmer Gerüche sich besser vermeiden läßt, als wenn die Abwässer den biologischen Körpern in fauligem Zustande zugeführt werden. Vorfaulung kann aber trotzdem bei Abwässern von wechselnder Beschaffenheit, sowie bei gewerblichen Zuflüssen zwecks Durchmischung und Unschädlichmachung von Giften von Vorteil sein.

Im allgemeinen hat es sich als zweckmäßig erwiesen, die zu behandelnden Abwässer möglichst vorzureinigen, um Verschlammungen, insbesondere bei feinem Material (Füllkörper), hintanzuhalten. Eine Ausnahme machen nur diejenigen biologischen Körper, welche speziell auf Schlammbehandlung (z. B. in Plattenkörpern) abzielen.

a) Biologische Füllkörper.

Die vollständige Erfüllung des Materials des Füllkörpers bedingt die Anwendung bzw. Unterbringung desselben in wasserdichten Behältern. Der Aufbau von Füllkörpern erfolgt zweckmäßig mit Material von gleicher Körngröße, da andernfalls bei der periodisch notwendig werdenden Reinigung des Materials stets eine erneute Siebung erforderlich wird.

Die erwähnten Vorgänge in Füllkörpern haben Phelps und Farrel [7] auch durch ihre Versuche bestätigt gefunden; die durch Analysen gewonnenen Ergebnisse sind in Fig. 74 in graphischer Weise ersichtlich gemacht. Bei der Entleerung dringt Luftsauerstoff nach. Derselbe kommt mit dem aus schleimiger Zooglöenmasse bestehenden Überzug der Materialkörner in Berührung. Wie die genannten Forscher durch Versuche beweisen, vermag der Überzug Luftsauerstoff aufzunehmen. Dadurch wird Sauerstoff einerseits in innige Berührung mit dem organischen Material gebracht und andererseits die Oxydation der Schmutzstoffe beschleunigt. In der Lüftungsperiode wird, wie das Diagramm zeigt, der Sauerstoff zum Teil für die Oxydation verbraucht, dafür wächst die Menge der Oxydationsprodukte. Bei dem Vollstehen wird die Oxydation wieder verlangsamt, die Nitrate gehen

in Lösung, werden reduziert und wirken ebenfalls wieder als Oxydationsmittel. Aus dem Fehlen von Salpetersäure in den Abflüssen darf deshalb nicht gefolgert werden, daß in der voraufgegangenen Lüftungsperiode keine Nitrate gebildet wurden (vgl. Thumm [4], S. 92).

Material und Korngröße.

Wie oben erwähnt, wächst der Reinigungseffekt mit der Größe der absorbierenden Oberfläche. Die Berührungsfläche wird um so größer, je feiner das Korn ist (bei kugelförmigem Korn ist die Gesamtoberfläche umgekehrt proportional dem Korndurchmesser). Die Korngröße ist nach unten jedoch aus praktischen Gründen begrenzt. Zweckmäßig wird zur Verhütung allzu rascher Verschlammung bzw. zur Sicherstellung genügender Luftzuführung eine gewisse Korngröße, etwa 3 mm, nicht unterschritten. Die obere Grenze der Korngröße liegt erfahrungsgemäß bei 10 mm, sofern die Abflüsse nicht mehr fäulnisfähig sein sollen.

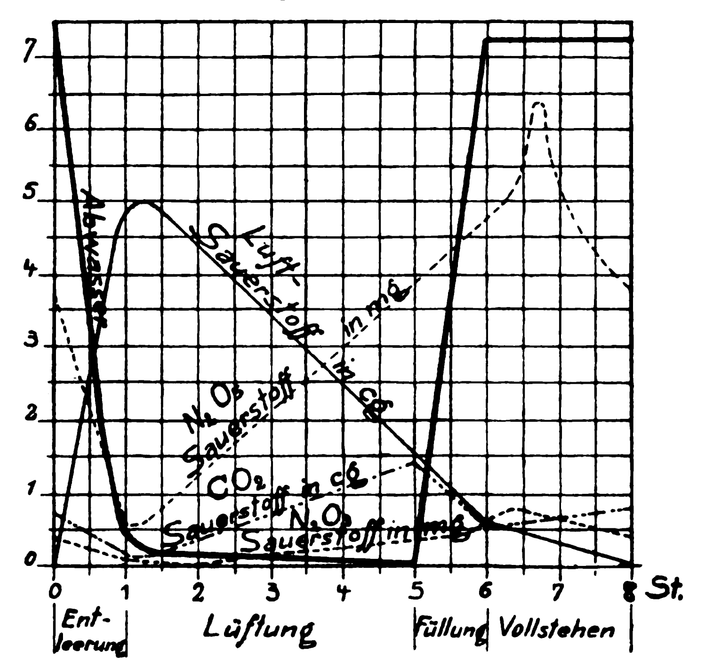


Fig. 74. Füllkörperversuche von Phelps und Farrel.

Uber Versuche betreffend den Einfluß der Korngröße beim Füllverfahren vgl. Dunbar [3]. Zum Aufbau der Füllkörper empfiehlt es sich möglichst hartes Material zu wählen, da weiches Material durch die Einwirkungen des Abwassers und der Luft, also durch Verwitterungvorgänge, leicht zerstört wird. Das zerstörte feinere Material verursacht aber durch Zwischenlagerung eine Verringerung des Porenvolumens (s. unten) und kann zusammen mit dem aus dem Abwasser stammenden Schlamm die Lüftung des Füllkörpers erschweren und das Füllkörpermaterial für Luft und für das zu behandelnde Abwasser zum Teil undurchlässig machen. Das Material muß deshalb auch in jedem Falle vor dem Einbau gesiebt und gewaschen werden. Als Material eignen sich an erster Stelle Kesselrostschlacke und Grubenkoks, dann jedes Material, das hart und widerstandsfähig ist und

keinen allzu hohen Eisengehalt aufweist. Nach Feststellungen von **Dunbar** arbeiten Koks und Schlacke besser als Bimsstein und Kies und etwa gleich wie mit Eisen versetzter Kies. Eisenhaltige Materialien geben danach einen besseren Effekt als eisenfreie. Bei dem künstlichen Zusatz von Eisen ist jedoch Vorsicht geboten, da durch ihn — ebenso wie bei einem allzu hohen Gehalt des Materials selbst an Eisen — eine Verschlammung des Körpers durch Eisenschlamm und ein Zusammenbacken des Materials verursacht werden kann (vgl. **Thumm** [4]).

Das Bestreben, die Vorteile des gröberen Korns für die Belüftung und Regenerierung, andererseits die Vorteile des kleinen Korns für die Reinigungswirkung bei ein und derselben Anlage nutzbar zu machen, hat zur Anordnung zweistufiger (primärer und sekundärer) Füllkörper geführt.

Der primäre Körper übernimmt mehr den Abbau der ungelösten Schmutzstoffe, während der sekundäre Körper mit feinerem Material hauptsächlich die Fäulnisunfähigkeit des Abwassers bewirken soll. Es ist aber der Mehrerfolg in bezug auf die Reinigungswirkung gegenüber einstufigen Anlagen verhältnismäßig gering. Die Korngröße der primären Körper ist hierbei etwa 8—20 mm und die der sekundären Körper etwa 3—8 mm.

Zweistufige Körper verdienen in manchen Fällen trotzdem den Vorzug vor einstufigen. Ist ein Abwasser z. B. sehr konzentriert, so gelingt es oft nur durch zweistufige Körper, ihm seine Fäulnisfähigkeit zu nehmen. Im übrigen gestatten zweistufige Körper eine öftere Beschickung als das einfache Verfahren (s. unten).

Porenvolumen, Beschickung und Konstruktion der Füllkörper.

Das Porenvolumen würde bei Material von gleicher Korngröße und Kugelgestalt theoretisch 27 Proz. des Gesamtvolumens betragen. Da das Material aber aus eckigen, unregelmäßigen Formen besteht, ist das Porenvolumen in Wirklichkeit gewöhnlich größer, nach der Erfahrung bei neuen, aber bereits festgelagerten Körpern bei walnußgroßem Material (Korngröße 10—30 mm) ca. 40 Proz. und bei etwa erbsengroßem Material (Korngröße 3—10 mm) ca. 30 Proz. Vom Porenvolumen hängt die Beschickungsmenge — die Aufnahmefähigkeit — des Körpers ab. Sie beträgt durchschnittlich 0,4 bzw. 0,3 cbm Abwasser pro 1 cbm Material. Allmählich nimmt die Aufnahmefähigkeit ab infolge Verschlammung, die sich bei noch so sorgfältig betriebenen Körpern auf die Dauer nicht vermeiden läßt. Die Betriebsfähigkeit kann nach **Thumm** [3] bei 0,1—0,15 cbm Aufnahmefähigkeit noch bestehen, bei weiterem Herabgange der letzteren muß das Füllmaterial — infolge ungenügender Lüftung — herausgenommen und gewaschen werden. Um die Betriebsdauer von Füllkörpern auf möglichst lange Zeit hin zu erhalten, empfiehlt es sich, das aufzugebende Abwasser möglichst weitgehend mechanisch vorzureinigen.

Bei größeren Körpern ist es gewöhnlich nicht möglich, dieselben in kürzerer Zeit als in $^1/_2$ bis 1 Stunde zu füllen; die Entleerung nimmt 1 bis 2 Stunden in Anspruch, die erforderliche Zeit des Vollstehens beträgt nach den Erfahrungen 2 Stunden. Die Zeit des Leerstehens zwecks Belüftung und Regenerierung muß möglichst groß, mindestens aber zu 2 Stunden bemessen werden. Über den Einfluß ungenügender Belüftung vgl. **Dunbar** und **Thumm** [3]. Die theoretisch hiernach viermal täglich mögliche Beschickung läßt sich jedoch in der Praxis nicht durchführen. Die Erfah-

rung hat nämlich gezeigt, daß bei einigermaßen konzentrierten Wässern es nicht möglich ist, einfache Füllkörper auf die Dauer öfters als zweimal täglich zu beschicken. Beim doppelten Füllverfahren dagegen gelingt bei etwa gleichem Reinigungseffekt eine dreimalige Beschickung. An Material werden beim doppelten Füllverfahren also notwendig pro 1 cbm tägliches Abwasser 1:0,9 = 1,1 cbm für jede Stufe (für beide Stufen also 2,2 cbm) und bei einfachen Füllkörpern 1:0,6 = 1,67 cbm (vgl. Thumm [5]). Noch besser ist es, wenn statt dieser Mengen sowohl beim doppelten wie beim einfachen Verfahren für jedes cbm tägliches Abwasser 2 cbm Füllkörpermaterial vorgesehen werden.

Wie oben erwähnt, bedürfen Füllkörper wasserdichter Becken; in einzelnen Fällen kann das Material auch in undurchlässigen Erdbecken (Lehmstampfung) untergebracht werden. Um die Zeit des Füllens und Entleerens der Becken möglichst kurz bemessen zu können, empfiehlt es sich, die Grundfläche des Füllkörpers nicht allzu groß zu gestalten. Zweckmäßig wird die Breite von 30 m und die Länge von 60 m der Becken nicht überschritten. Kleinere Abmessungen (10:20) sind zweckmäßiger. Die Tiefe der Becken wählt man in der Regel etwa zu 1 m und nicht größer als 1,5 m (für grobes Korn), sowie nicht kleiner als 0,5—0,8 m für Korngrößen bis zu 3 mm. Insgesamt

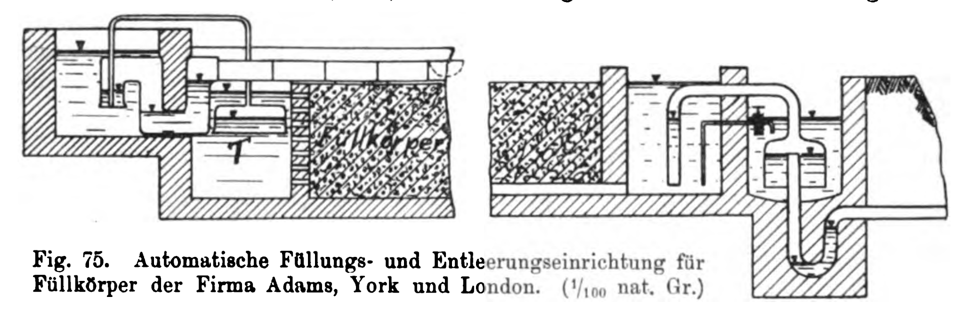


Fig. 75. Automatische Füllungs- und Entleerungseinrichtung für Füllkörper der Firma Adams, York und London. ($^1/_{100}$ nat. Gr.)

benötigt man für einstufige Körper über 1 m, für zweistufige über 2 m Gefälle.

Füllung, Entleerung und Lüftung.

Die Füllung und Entleerung der Becken kann entweder von Hand oder mit automatischen Apparaten erfolgen. Für größere Anlagen, bei denen eine ständige Wartung unbedingt notwendig ist, empfiehlt sich die erstere Art der Bedienung. Die automatisch wirkenden Apparate bestehen gewöhnlich aus Schwimmer- und Heberkonstruktionen, die den Zufluß bei eingetretener Füllung selbsttätig unterbrechen und nach einer bestimmten Zeit des Vollstehens die Entleerung automatisch bewirken.

In Fig. 75, Füllvorrichtung von Adams, z. B. erfolgt die Unterbrechung des Zuflußsiphons durch Preßluft, die mittels der Tauchglocke T erzeugt wird.

Die Entleerungsvorrichtung derselben Firma in Fig. 75 besteht darin, daß mittels einer kleinen Fülleitung der Wasserverschluß im Ablaufsiphon nach einer bestimmten Zeit (2 Stunden) herausgedrückt und damit der Abflußheber in Tätigkeit gesetzt wird.

Bisweilen wird die Entleerung auch durch Verschlußklappen bewirkt, die mittels Füllbehälter bewegt werden. Die Fülleitungen der letzteren werden auf die beabsichtigte Dauer des Vollstehens des Füllkörpers ein-

gestellt. Im allgemeinen sucht man bewegliche Teile, die bei Frost leicht versagen, zu vermeiden. Alle automatischen Vorrichtungen sind nur bei guter Aufsicht empfehlenswert. Weitere technische Einzelheiten vgl. Schiele [8].

Die Einführung des Abwassers in die Füllkörper erfolgt am besten von der Oberfläche derselben aus, weil diese den größten Eintrittsquerschnitt bietet und auf diese Weise die geringste lokale Verschlammung erhalten wird, was nicht der Fall ist, wenn das Abwasser von einer einzigen Stelle, z. B. der Kopfseite, zugeführt wird. Die Verteilung des Abwassers auf der Oberfläche erfolgt entweder durch eingebettete, besser aber durch auf besonderer Unterstützung fest aufgelagerte Rinnen. Zur Vermeidung von Geruchsbelästigungen und zum Schutz gegen Frost können auch geschlossene Gerinne (z. B. gelochte Röhren) benützt werden, die außerdem eine Materialüberdeckung erhalten. Die bei teilweise verschlammten Körpern bisweilen geübte Erfüllung von unten her bewirkt nur auf verhältnismäßig kurze Zeit eine Erhöhung der quantitativen Leistungsfähigkeit der Füllkörper.

Für die Zwecke einer möglichst raschen und vollständigen Entleerung werden die Füllkörper mit Bodendrainagen (gewöhnlichen, vertieften, mit durchlöcherten Platten überdeckten Gerinnen) versehen. Außerdem wird über den Gerinnen sowie über der Sohle gewöhnlich etwas gröberes Material verwandt. Die Einzelrinnen vereinigen sich gewöhnlich in Fischgrätenform mit der Hauptabflußleitung, die während des Füllens und Vollstehens durch Schieber oder Ventil geschlossen wird. Die Entleerung soll auch deshalb möglichst rasch vor sich gehen, damit die Außenluft lebhafter nachgezogen wird. Während des Leerstehens erfolgt bei vollständig geöffnetem Ablaßschieber eine Durchlüftung auch von der Drainage aus (Kaminwirkung); um die Durchlüftung zu begünstigen, empfiehlt es sich, den Bodendrainagen einen nicht zu geringen Querschnitt zu geben. Bisweilen hat man auch die Drainageenden kaminartig bis über die Oberfläche des Füllmaterials geführt. Die letztere ist für den Lufteintritt möglichst frei zu halten. Die künstliche Zufuhr von Luft (Druckluft) ist ebenfalls schon, jedoch ohne besonderen praktischen Erfolg, versucht worden.

Der Betrieb von Füllkörpern ist insofern nicht einfach, als eine gewissenhafte Bedienung der Körper (Schließen und Öffnen der einzelnen Schieber zwecks Füllung oder Entleerung) notwendig ist. Zur Vereinfachung des Nachtbetriebes werden die Lüftungspausen am Tage etwas kürzer (auf 2 Stunden) bemessen, und wird die Nachtzeit als größere Lüftungsperiode von 8—14 Stunden (bei 3- bzw. 2maliger Füllung innerhalb 24 Stunden) benutzt.

Bei eingetretener Verschlammung bzw. ungenügender Aufnahmefähigkeit (s. oben) muß das Material herausgenommen und gewaschen werden. Über die Ausführung des Auswaschens vgl. [3]. Schweder (Gr.-Lichterfelde) verwendet zum Waschen des Materials eine Schneckenkonstruktion, mit der die Entschlammung des Materials nach Angabe für etwa 1,40 M. für das Kubikmeter geleistet werden kann. Das Waschen ist im übrigen bisweilen mit einem erheblichen Materialverlust verbunden, wenn nicht möglichst widerstandsfähiges Material zum Aufbau der Füllkörper Verwendung gefunden hat.

Der Effekt von Füllkörpern.

Bei neuangelegten Körpern bedarf es einer gewissen Einarbeitung, bis die volle Leistungsfähigkeit erreicht wird. Die eingetretene Einarbeitung erkennt man an dem feinen Rasenbeschlag, mit welchem die einzelnen Materialkörner umkleidet sind (s. oben). Die Einarbeitungsdauer ist je nach der Abwasserbeschaffenheit und der Jahreszeit verschieden und kann unter Umständen mehrere Wochen beanspruchen. Durch Waschen entschlammtes Material ist viel rascher wieder eingearbeitet als neues, noch nie benutztes Material.

Das Vorhandensein großer Mengen von Regenwürmern ist für gut eingearbeitete und normal arbeitende Füllkörper charakteristisch [3]. Die Schmetterlingsfliege Psychoda und andere Fliegenarten (s. S. 241) finden sich in Füllkörpern teils in verhältnismäßig geringer Menge, teils überhaupt nicht.

Die Abflüsse aus Füllkörpern enthalten die im Rohwasser vorhandenen Nährsalze, wie Kali und Phosphorsäure, in unverminderter Menge. Im Gegensatze z. B. von Tropfkörperabflüssen finden sich in Füllkörperabflüssen entweder kein oder nur geringe Mengen Luftsauerstoff. Füllkörperabflüsse bieten schon aus diesem Grunde den sauerstoffbedürftigen Abwasserpilzen — z. B. dem Sphaerotilus — wenig günstige Entwicklungsbedingungen. Fische können in unverdünnten Füllkörperabflüssen und zwar, so wie diese aus den Körpern ausfließen, nicht leben, wohl aber in gelüfteten Abflüssen oder bei ihrer Aufspeicherung in Teichen. Nitrate kommen in Füllkörperabflüssen meist in geringerer Menge vor als in Tropfkörperabflüssen, da ein Teil derselben während des Vollstehens des Füllkörpers durch Reduktion verschwinden kann [4].

Füllkörperabflüsse zeigen gewöhnlich eine geringe Trübung oder eine Opaleszenz, einen „Schleier“, der sich erst nach ein- bis mehrtägigem Stehen unter Ausscheidung von ungelösten Stoffen verliert. Man nimmt an, daß diese leichte Trübung durch fein verteilte Kalkseifen oder Ton hervorgerufen wird und im übrigen unbedenklich ist, und daß die spätere Klärung des Wassers als eine Art von Enteisenung anzusehen ist (vgl. Thumm [4]). Füllkörperabflüsse sind meistens schwach bis deutlich gelblich gefärbt, je nach der Konzentration des behandelten Rohwassers (s. S. 282); sie enthalten Seifenstoffe in geringerer Menge als Tropfkörperabflüsse und schäumen deshalb in geringerem Maße als diese. Die Abnahme der Oxydierbarkeit beträgt bei englischen Kläranlagen nach Bredtschneider und Thumm [5] beim einfachen Füllverfahren 60 bis 90 Proz., beim doppelten Füllverfahren 90 bis 95 Proz. Füllkörperabflüsse sind im übrigen befriedigend gereinigt, wenn sie von ungelösten Stoffen praktisch frei sind, einen modrigen bis erdigen Geruch aufweisen und bei einer zehntägigen Aufbewahrung in geschlossener Flasche nicht übelriechend werden und keinen Schwefelwasserstoff bilden.

Das Auftreten bedeutender Eisenmengen in den Abflüssen und zwar von (rostrotem) Eisenoxyd — Beschickung der Körper mit frischem Abwasser — oder von (schwarzem) Schwefeleisen — Beschickung der Körper mit fauligem Abwasser — deutet auf die beginnende Überarbeitung der Körper hin; kohlartig riechende Abflüsse stehen an der Grenze der Fäulnisunfähigkeit (vgl. hierzu auch S. 169). Im Füllkörper selbst macht sich die beginnende Überarbeitung, die im übrigen sowohl durch eine allzu große Zufuhr von Schmutz-

stoffen wie durch eine ungenügende Lüftung des Materials bedingt sein kann, durch die Ablagerung von Schwefeleisen, die das Material schwarz färbt, und durch einen unangenehmen Geruch des Materials bemerkbar. Die Zahl der vorhandenen Regenwürmer hat alsdann auch bedeutend abgenommen; in schlecht arbeitenden Füllkörpern fehlen diese Würmer schließlich so gut wie vollständig.

Dem Füllverfahren verwandte Methoden; Dibdins Plattenkörper.

Um die Betriebsdauer biologischer Füllkörper, insbesondere diejenige der ersten Stufe, welche die Hauptschmutzmenge zu verarbeiten hat, zu verlängern, hat man bisweilen darauf verzichtet, daß die erste Stufe (bei zweistufigen Anlagen) bereits fäulnisfreie Abflüsse liefert, wodurch ein erheblich größeres, der Verschlammung weniger leicht anheimfallendes Korn gewählt werden konnte. Im Betrieb derartig primärer Füllkörper kann die Zeit des Füllens, Vollstehens und Entleerens erheblich verkürzt und unter



Fig. 76. Dibdins Schieferplattenkörper in Maldon (Surrey) im Bau.

Umständen auch ein weniger weitgehend von Schlammstoffen befreites Abwasser behandelt werden.

Im Prinzip verwandt mit Füllkörpern dieser Art sind die Plattenkörper von Dibdin, der von Anfang an die Schlammfrage zusammen mit der Frage der Abwasserreinigung durch das künstliche biologische Verfahren zu lösen suchte. Die Plattenkörper sind aus horizontal liegenden, mit 5 cm Abstand schichtenweise übereinander gebauten Schieferplatten hergestellt (s. Fig. 76). Die Betriebsergebnisse hiermit waren insofern befriedigend, als es sich zeigte, daß die Vorreinigung von (gewöhnlich nur in Sandfängen vorbehandeltem) Abwasser in diesen Körpern ohne Behinderung durch den in denselben sich ansammelnden Schlamm erfolgen kann. Der in dünnen Schichten auf den Platten liegende Schlamm, der ebenfalls eine Oxydation erfahren hat, wird im Bedarfsfalle, nach mehrwöchentlicher Betriebszeit, während des Leerstehens des Körpers durch Abspritzen entfernt. Nach Fest-

stellungen von Dibdin [9] enthielt der biologische Besatz auf den Schieferplatten hauptsächlich Leptothrix, Oscillarien, Monaden und Clostridium. Barwise [10] schreibt die Hauptarbeit in der Zersetzung des Schlammes dem Röhrenwurm (Tubifex Rivulorum) zu, der sich in ungeheuren Mengen in den Plattenkörpern vorfindet. Der Hauptvorteil des Verfahrens liegt darin, daß der Schlamm auf bequeme Weise aus dem Abwasser ausgeschieden und durch die biologische Behandlung zum Teil erheblich verändert (oxydiert) und dadurch in eine für die Weiterbehandlung desselben günstige Beschaffenheit gebracht wird. Der ausgespülte Schlamm ist bei sachgemäßem Betriebe, praktisch gesprochen, geruchlos.

Die in England bis jetzt ausgeführten Schieferplattenkörper dienen, wie gesagt, vorzugsweise nur als Vorreinigung. Die Abflüsse werden gewöhnlich in Füll- oder auf Tropfkörpern weitergereinigt. Um diese Körper vor Verschlammung durch die aus den Plattenkörpern ständig ausgeschwemmten Schwebestoffe zu schützen, werden diese in besonderen Absitzanlagen vorher zurückgehalten.

Über Füllkörper mit periodischer Durchströmung, die bis jetzt nur vereinzelt zur Anwendung gelangten, vgl. Schmidt [11]. In Amerika sind ähnliche Filter „wave beds“ im Jahr 1904 in Kenton (Ohio) von Waring ausgeführt worden (vgl. Pratt [12]).

b) Biologische Tropfkörper.

Wie oben erwähnt, wird beim Tropfkörperverfahren ein möglichst inniger Kontakt des Abwassers mit dem Material dadurch angestrebt, daß das Abwasser in möglichst feine Strahlen bzw. in Tropfenform aufgelöst wird.

Material und Korngröße.

Dieser Umstand gestattet zunächst die Verwendung eines gröberen Materials als bei Füllkörpern. Zwar könnte, wie beim Füllverfahren, die Oberflächenwirkung durch Verkleinerung des Korns noch weiter vermehrt und dadurch der Reinigungseffekt gesteigert werden. Diesem Vorteil würde aber der größere Nachteil der Verschlammung gegenüberstehen. Im allgemeinen wählt man nicht unter 20 mm Korngröße (Walnußgröße). Der Vorteil des Tropfverfahrens liegt gerade darin, daß auch bei Verwendung von grobem Material (bis Kindskopfgröße) befriedigende Effekte (fäulnisfreies Wasser) erzielt werden können. Dem Füllverfahren gegenüber bedeutet die Verwendbarkeit von solch grobem Material einen ganz erheblichen Vorzug, da es billiger zu beschaffen ist, als Material von geringer Korngröße, welches kostspieliger Siebungen bedarf.

Auch beim Tropfverfahren eignen sich außer den oben erwähnten Materialien (Kesselschlacke, Schmelzkoks) auch noch gesinterter Ton, Steine und dgl. Das zu verwendende Material soll eine rauhe Oberfläche und eine möglichst große Widerstandsfähigkeit besitzen.

Nach Feststellungen von Weldert [13] spielt der Eisengehalt des Materials nicht dieselbe Rolle wie bei Füllkörpern. Bei den Vergleichsversuchen mit Schmelzkoks, Kesselrostschlacke, Ziegelbrocken aus hartgebrannten Klinkern, Steinkohle und Granitbrocken ergaben nämlich Schmelzkoks und Ziegelbrocken den besten Effekt, dann folgten Kesselrostschlacke und Steinkohle (vgl. auch Vogelsang [14]).

Die biologischen Vorgänge sind in der Hauptsache dieselben wie bei Füllkörpern; im Gegensatz zu letzteren spielen sich hier die Reinigung des Abwassers und die Regenerierung der Körper nebeneinander ab.

Der biologische Rasen tritt bei dem groben, an der Tropfkörperoberfläche gelagerten Material als grüner bis grauer schleimiger Besatz in die Erscheinung. Außer für zahllose Mikroorganismen ist der Besatz besonders günstig für das Gedeihen der Luft bedürftigen Schmetterlingsmücke Psychoda (vgl. Kolkwitz [20] u. Zuelzer [15]), die im Larvenleben auf organischen Detritus angewiesen ist. Larven und Fliegen überwintern im Innern der Körper. Die Fliegen sitzen im Winter, ferner wenn ein stärkerer Wind weht, zu Tausenden an den einzelnen Materialstücken, in warmer Jahreszeit auch an gegen Wind geschützten Stellen des Körpers; bei völliger Windstille und bei warmem Wetter schwärmt die Psychoda in der nächsten Umgebung der Körper, von denen sie sich im übrigen mit Ausnahme einer passiven Fortbewegung durch Wind nicht weit entfernt.

Somit kommt eine Fliegenplage nur für die Anlage selbst und ihre allernächste Umgebung in Betracht. Andere Fliegenarten (vgl. S. 241), ferner Regenwürmer (s. S. 262) kommen für Tropfkörper praktisch wenig in Frage.

Im Winter und Frühjahr stirbt der Besatz an der Oberfläche der biologischen Körper ab und wird nach unten gespült.

Beschickung und Konstruktion der Tropfkörper.

Bei Tropfkörpern ist wegen des gröberen Materials eine Verschlammung so gut wie ausgeschlossen, da der Schlamm nach erfolgtem Abbau seiner organischen Bestandteile von dem nachfolgenden Wasser dauernd ausgewaschen wird, also den Körper verläßt. Über die Abfangung dieser Ausschwemmungen siehe unten. Bisweilen ist dieser Vorgang bei Tropfkörpern mit grobem Material in der Weise ausgenützt worden, daß die Abwässer nur mittels Sandfangs grob vorgereinigt und die übrigen Schmutzstoffe dem biologischen Abbau im Körper unterworfen wurden (so z. B. bei einer Versuchsanlage in Leeds). Im allgemeinen ist jedoch nach den vorliegenden Erfahrungen sorgfältige Vorreinigung immer von Vorteil.

Die ununterbrochene Lüftung der Tropfkörper ermöglicht eine größere Belastung wie bei Füllkörpern. Nach den Erfahrungen gebraucht man etwa 1,5 cbm Material zur Reinigung von 1 cbm täglichem Abwasser, d. h. 1 cbm Material vermag täglich 0,7 cbm Trockenwetterabfluß zu reinigen. Bei konzentrierterem Abwasser ist es nach Thumm besser, wenn auf 0,5 cbm tägliches Abwasser 1 cbm Körpermaterial vorgesehen wird. Vorübergehend, z. B. im Sommer, ist die Leistungsfähigkeit eine erheblich größere. Im Winter muß man zur Vermeidung des Einfrierens bisweilen gleichfalls über das erwähnte Maß hinausgehen. Betreffs Versuche über den Einfluß der Materialmenge auf den erzielten Reinheitsgrad beim Tropfverfahren vgl. Bredtschneider und Thumm [5].

Die kontinuierliche Beschickung vereinfacht den Betrieb von Tropfkörpern wesentlich. Tropfkörper lassen sich dadurch Schwankungen in der Abwassermenge besser anpassen als Füllkörper. Eine gleichmäßig über 24 Stunden verteilte Belastung ist bei kleinen Körpern zweckmäßig, bei größeren Anlagen aber nicht immer durchzuführen. Die Körper werden hier vielmehr oft 12 Stunden lang ununterbrochen beschickt und ruhen während der Nachtstunden.

Tropfkörper werden gewöhnlich nur in einer Stufe angeordnet; in bestimmten Fällen finden auch 2stufige Körper Anwendung (gröberes Material in der ersten und feineres in der zweiten Stufe).

Der Aufbau wird im allgemeinen ebenfalls aus Material von gleicher Korngröße bewirkt. Dichte Becken sind nicht erforderlich. Das Material wird auf einer befestigten Sohle aufgeschichtet. Zweckmäßig werden aus den gröberen Stücken des Materials Umfassungswände senkrecht oder mit steiler Böschung durch lose Aufeinanderpackung hergestellt (vgl. Fig. 85c); auch durchbrochenes Mauerwerk oder eisernes oder hölzernes Gitterwerk kann als Umfassung benutzt werden. Die Körper können je nach der Verteilungsart rechteckige oder runde Grundrißanordnung erhalten. Beschränkungen in den horizontalen Abmessungen (wie bei Füllkörpern) sind nicht vorhanden.

Tropfkörper sollten nicht unter 2 m Höhe angeordnet werden. Die Höhe kann auf 3 bis $3^1/_2$ m gesteigert werden, wobei dem untersten Material noch eine genügende Wirksamkeit zukommt. Nach dem 5. Bericht der „Royal Commission" ist bei grobkörnigen Tropfkörpern von gleicher Materialmenge die Körperhöhe von keinem wesentlichen Einfluß auf den Wirkungsgrad. Für feinkörnige Körper erscheint eine geringere Körperhöhe empfehlenswerter als eine größere.

Feineres Material erfordert eine grobe Verteilung, damit der Schlamm aus dem Körper noch ausgespült wird. Grobes Material bedingt eine feinere Verteilung, damit das Abwasser nicht zu schnell durch den Körper fällt. Korngröße und Körperhöhe bedingen zusammen mit der Feinheit der Verteilung die Dauer des Aufenthaltes des Wassers im Tropfkörper. Dieselbe beträgt bei ausgeführten Anlagen von wenigen bis zu 30 Minuten. Es ist nach dem Obenerwähnten anzunehmen, daß eine zu kurze Aufenthaltsdauer bzw. ein zu rasches Durchfallen nachteilig für den Effekt sein muß.

Die Belüftung bei Tropfkörpern.

Bei Tropfkörpern ist im Gegensatz zu Füllkörpern die Luftzuführung, wie oben erwähnt, eine kontinuierliche; sie erfolgt in der Hauptsache von der Oberfläche aus und, wenn die Seitenwände nicht geschlossen sind, auch von dort her. Man weiß von Versuchen bei Rieslern und Brausen, daß mit der Auflösung des Wassers in Tropfen eine sehr erhebliche Luftaufnahme verbunden ist. Die Luft wird in der Tropfrichtung von oben nach unten mitgeführt und durch die Sammelrinne mit dem gereinigten Abwasser abgeleitet. Bei nicht zu feinem Material genügt nach den Erfahrungen die Luftzuführung von der Oberfläche aus vollständig. Letztere ist natürlich für den Luftdurchtritt stets genügend frei zu halten. Auch ist es wichtig, daß die im Überschuß mitgeführte Luft in den Drainagen entweichen kann. Man hat bisweilen auch die Tropfkörper in halber Höhe oder in verschiedenen Höhen mit Lüftungskanälen (aus durchlochten oder Drainröhren) versehen. Allgemein notwendig ist diese Maßnahme jedoch nicht. Eine zu reichliche Luftzuführung kann besonders im Winter zu einer zu starken Abkühlung im Innern des Körpers führen. Bei kleinen Körperdurchmessern ist es deshalb ratsam, die Körper wenigstens im Winter mit einer schützenden Umhüllung zu versehen. Ein Schutz der Körper gegen kalte Winde ist in jedem Fall zu empfehlen (Berankung mit immergrünen Schlingpflanzen,

z. B. Efeu, Anpflanzung von Nadelhölzern, Errichtung von Erdwällen, Versenkung der Körper in den Boden).

Feststehende und bewegliche Verteilungseinrichtungen.

Die Zuführung des Abwassers zu den Tropfkörpern kann entweder kontinuierlich oder stoßweise erfolgen. Die stoßweise Beschickung hat auf den Reinigungsvorgang selbst keinen nennenswerten Einfluß, ist aber für die Verteilungseinrichtungen von Bedeutung, deren Austrittslöcher hierbei weniger leicht verstopft werden als beim kontinuierlichen Betrieb. Auch ist im Winter die Abkühlung des Abwasser geringer, wenn es mit größerer Geschwindigkeit durch die Verteilungseinrichtungen geschickt wird.

Feststehende Verteilungseinrichtungen benötigen weniger Gefälle und bisweilen weniger Wartung. Bewegliche Verteilungseinrichtungen haben dafür den Vorteil, daß das Abwasser gleichmäßig auf die ganze Oberfläche des Körpers verteilt werden kann. Bei allen Verteilungseinrichtungen ist wegen der Gefahr der Vereisung der Außenwände des Körpers im Winter darauf zu achten, daß letztere nicht bespritzt werden.

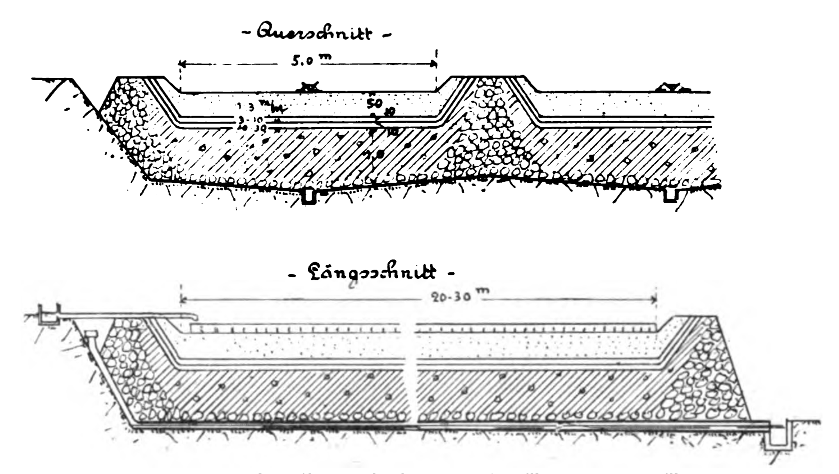


Fig. 77. Dunbars Verteilungseinrichtung für Tropfkörper (Tropfschale).

Eine gleichmäßige Verteilung bei feststehenden Einrichtungen kann durch eine Schicht von feinerem Material erreicht werden. Am ausgebildetsten findet sich diese Verteilungsart bei der Dunbarschen Tropfschale. Man weiß von den Vorgängen bei der intermittierenden Bodenfiltration, daß eine auf durchlässigem Boden aufgebrachte feine Wasserschicht sich beim Durchdringen desselben in Tropfenform auflöst (freie Verrieselung). Zur Begrenzung der Verteilungsschicht sieht die Dunbarsche Anordnung erhöhte Ränder vor, wodurch die Gesamtoberfläche, die zweckmäßig mehrmals geteilt wird, schalenförmig gestaltet wird (Dunbarsche Tropfschale). Die ca. 50 cm starke Deckschicht (s. Fig. 77) aus feinem Material von 1—3 mm Korn wird mittels Stützschichten in der Weise über dem groben Material aufgebaut, daß kein feineres Material nach unten durchfallen kann. Über der feinen Deckschicht erfolgt die Verteilung des Abwassers gewöhnlich mittels offener Rinnen oder Röhren. Damit die austretenden Wasserstrahlen die Feinschichtlage nicht zerstören, werden die

Auffallflächen durch Blechplatten, Dachplatten oder gröbere Materialstücke geschützt. Zur Abtrocknung und teilweisen Regenerierung der Deckschicht empfehlen sich periodische Lüftungen. Sobald die Decke undurchlässig geworden ist, wird die Schlammschicht über derselben abgestochen und die oberste Lage des feinen Materials nach erfolgtem Abtrocknen durch Umharken oder Umpflügen wieder durchlässig gemacht (vgl. Modersohn [16]). Die Verteilung mittels der feinen Deckschicht hat den Nachteil, daß auch bei sorgfältigem Betrieb mit der Zeit eine Verschlammung der Feinschicht eintritt und demzufolge eine periodische Erneuerung derselben stattfinden muß. Schöne Beispiele für Dunbar-Körper sind u. a. Unna i. Westf. und Bad Harzburg.

Für eine tunlichst gleichmäßige Verteilung mittels fester Rinnen wäre an sich ein möglichst engmaschiges Netz am zweckmäßigsten, doch begegnet diese Art der Verteilung praktischen Schwierigkeiten in Anlage und Betrieb.

Am meisten nähert sich diesem Prinzip die Stoddartsche Verteilung durch Wellblechtafeln. Das Abwasser tritt (s. Fig. 78) durch die Einkerbungen

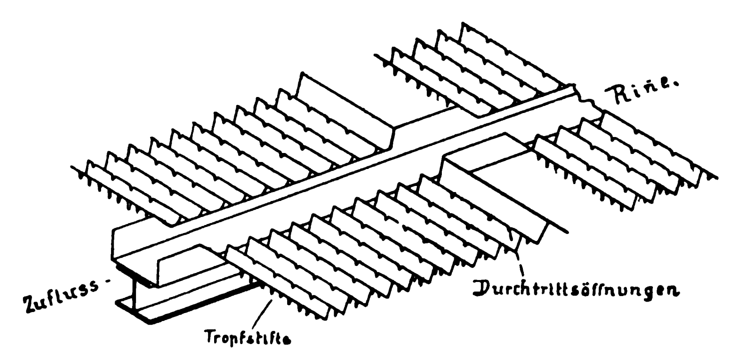


Fig. 78. Verteilungseinrichtung von Stoddart in Bristol (schematisch).

in den scharfkantigen Rücken der Blechtafeln aus und tropft an Tropfstiften von der Unterseite der Wellen auf den Körper ab.

Die Tafeln sind jedoch im Betriebe schwer in ganz genauer horizontaler Lage zu erhalten, die bei kontinuierlichem Zufluß notwendig ist. Ferner wird die gleichmäßige Aufgabe des Abwassers in ein derartiges engmaschiges Rinnennetz schwieriger; das Abwasser fließt in den vielen Rinnen träger; es bilden sich leicht Schlammablagerungen; außerdem kann im Winter eine zu große Abkühlung eintreten. Die Stoddartsche Verteilung findet sich in charakteristischer Anwendung in Horfield bei Bristol und in der Nähe von Preston und dient hier zur Verteilung von Bleichereiabwässern über biologische Körper (s. S. 302).

Bei Einzelrinnen wird das Abwasser nur im Bereich derselben, also strichweise, auf den Körper aufgegeben. Zur weiteren Verteilung wird an der Oberfläche des Körpers eine dünnere Schicht weniger groben Materials (Bohnen- bis Walnußgröße) angeordnet. Um eine lebhaftere Wasserbewegung zu erzielen, empfiehlt sich auch hier die stoßweise Zuführung des Abwassers in die Rinnen durch Vorschaltung von Behältern mit Heberentleerung, Kippvorrichtungen und dergl.

Um die Bestreichungsfläche der Wasserstrahlen möglichst zu vergrößern und um freispringende Wasserstrahlen zu sichern, empfiehlt es sich, wie in Fig. 79 die Löcher der Rinnen mit kleinen Austrittsröhrchen zu versehen (vgl. Anlage von Chorley [5]).

Über weitere Rinnensysteme und solche in Verbindung mit gelochten Röhrchen siehe Bredtschneider u. Thumm [5] und Schiele [8].

Eine gute Verteilung in Tropfenform geben die Streudüsen; sie ver-

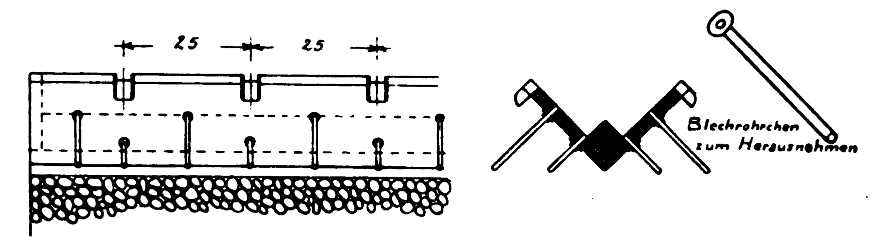


Fig. 79. Verteilungsrinne mit Austrittsröhrchen nach Art der Chorleyrinne.

langen aber eine größere Druckhöhe, mindestens 1,3 m; als Körpermaterial ist grobkörniges Material geeigneter als feinkörniges. In Fig. 80 sind die bekanntesten Streudüsenkonstruktionen und zwar diejenigen der Anlagen in Columbus (Nordamerika) (Fig. 80a) und Salford (England) (Fig. 80b) dargestellt. Um die Gefahr häufiger Verstopfungen zu vermeiden, empfiehlt es sich, die Austrittsöffnungen nicht zu sehr zu beengen und außerhalb der Düsen feste oder bewegliche Aufsätze anzuordnen, durch welche die auf-

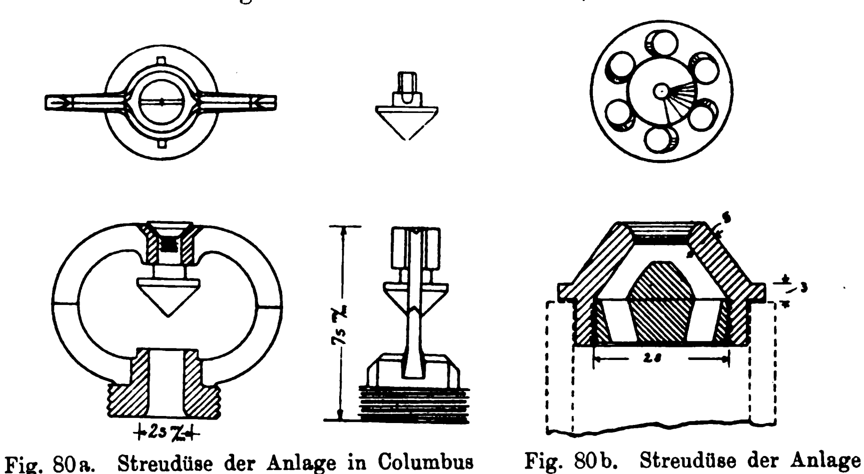


Fig. 80a. Streudüse der Anlage in Columbus (N.-A.).

Fig. 80b. Streudüse der Anlage in Salford (Engl.).

prallenden Austrittsstrahlen eine Auflösung in Regenform erfahren (vgl. Fig. 80c).

Über Düsenkonstruktionen und Versuche mit denselben vgl. Taylor [17] und Lübbert [18]. Bei verfügbarem größeren Druck lassen sich Aufsätze überhaupt ersparen, indem man z. B. die Düsenöffnungen gegeneinander richtet. Zu beachten ist, daß die Verteilung mittels Streudüsen bei fauligem Abwasser Geruchsbelästigungen erzeugt und daß das Abwasser im Winter abgekühlt wird.

Statt feststehender Austrittsöffnungen sind auch schon bewegliche angeordnet worden, die, miteinander verbunden, mittels Hebelvorrichtungen bewegt werden können und auf diese Weise eine intermittierende Beschickung



Fig. 80c. Streudüsen der Firma Adams, York und London, in Tätigkeit.

der Körperflächen gestatten, z. B. in Lichfield (vgl. Schiele [8]). Diese Vorrichtungen bilden den Übergang zu den beweglichen Verteilungseinrichtungen.

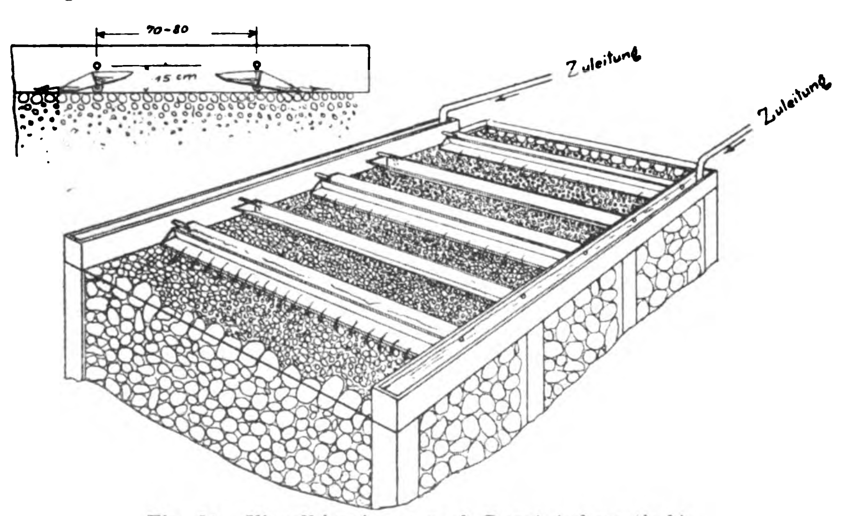


Fig. 81. Einzelkipprinnen nach Ducat (schematisch).

Als Bewegungskraft für die beweglichen Verteilungseinrichtungen wird am häufigsten das Gefälle bzw. das Gewicht des Wassers benutzt. Rotierende und wandernde Verteiler werden zweckmäßig so angeordnet, daß ihre Unter-

kante nahe über der Körperoberfläche zu liegen kommt. Höher herabstürzende Wasserstrahlen verursachen durch stärkeres Verspritzen bisweilen Geruchsbelästigungen. Der Zwischenraum muß andererseits, um ein Anstoßen der Verteiler an überstehende Materialstücke zu vermeiden, mindestens 10 cm betragen.

Die einfachsten beweglichen Verteilungseinrichtungen sind die Kipprinnen System Ducat (s. Fig. 81), zweiteilige Rinnen, die um ihre Längsachse in festen Traglagern angeordnet sind. Der Zufluß ist kontinuierlich.

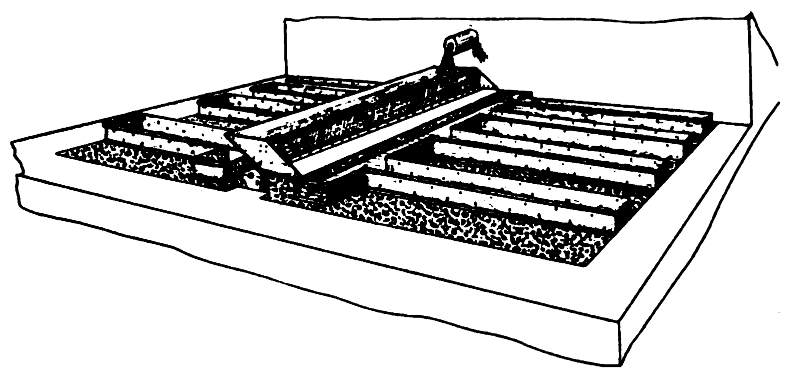


Fig. 82a.

Ist die eine Rinnenhälfte gefüllt, so findet infolge Schwerpunktsverschiebung über die Drehachse ein Kippen statt. Der Inhalt der Rinnenhälfte wird auf den Körper ausgeworfen. Die leere Rinnenhälfte gelangt alsdann in die Füllungsstellung usw.

Zwecks Einschränkung der bewegten Teile können Kipprinnen (mit entsprechend größeren Abmessungen) auch mit feststehenden Rinnen kombiniert

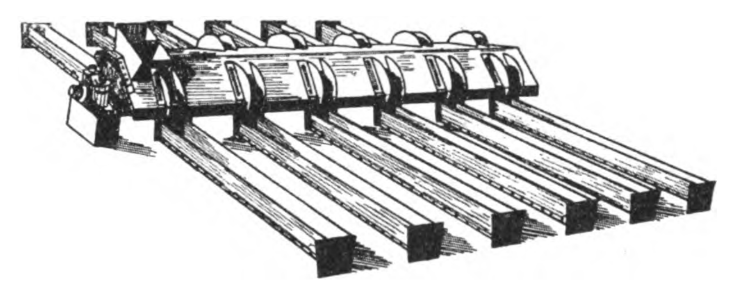


Fig. 82b. Offene und geschlossene Kipprinne mit festen Verteilungsrinnen (System Farrer).

werden (System Farrer). Dabei sind zwei Anordnungen möglich; entweder die Kipprinne ergießt in vorgelegte Kopfrinnen (s. Fig. 82a), von denen aus die festen Rinnen ihren Zufluß erhalten, oder die Kipprinne ergießt ihren Inhalt direkt in die Verteilungsrinnen (Fig. 82b). In diesem Falle wird die Kipprinne geschlossen ausgeführt mit einzelnen Öffnungen, wodurch das Abwasser sich lebhafter direkt in die Einzelrinnen ergießt. Kipprinnen eignen sich, weil sie nur wenig Gefälle (20—40 cm) verlangen und einfach zu bedienen sind, insbesondere für kleine Anlagen.

Die Ausnutzung des Fallgewichts des Wassers nach dem Prinzip des Wasserrades liegt dem Fiddiansprenger zugrunde (s. Versuchsanlage der Prüfungsanstalt in Berlin, Fig. 83). Mittels fest auf der Wasserradwelle aufgekeilter Laufrollen setzt sich der Sprenger in Bewegung. Seine Anwendung ist auch für Körper von rechteckigem Grundriß möglich, als sog. Wandersprenger. Der Zufluß des Abwassers in die Wandersprenger erfolgt heberartig von einem entlang der Längsseite angeordneten rinnenartigen Behälter. Die Wasserradwelle ist für die Vor- und Rückwärtsbewegung mit versetzten Aufschlagsrinnen und Ausgußschnauzen versehen. Die Umstellung des Zuflusses erfolgt durch Puffervorrichtungen an den Körperenden. Der Fiddiansprenger ist zur Verteilung kleiner und großer Abwassermengen in gleicher Weise gut geeignet; Voraussetzung ist bei seiner Verwendung verhältnismäßig feines Tropfkörpermaterial (walnußgroßes

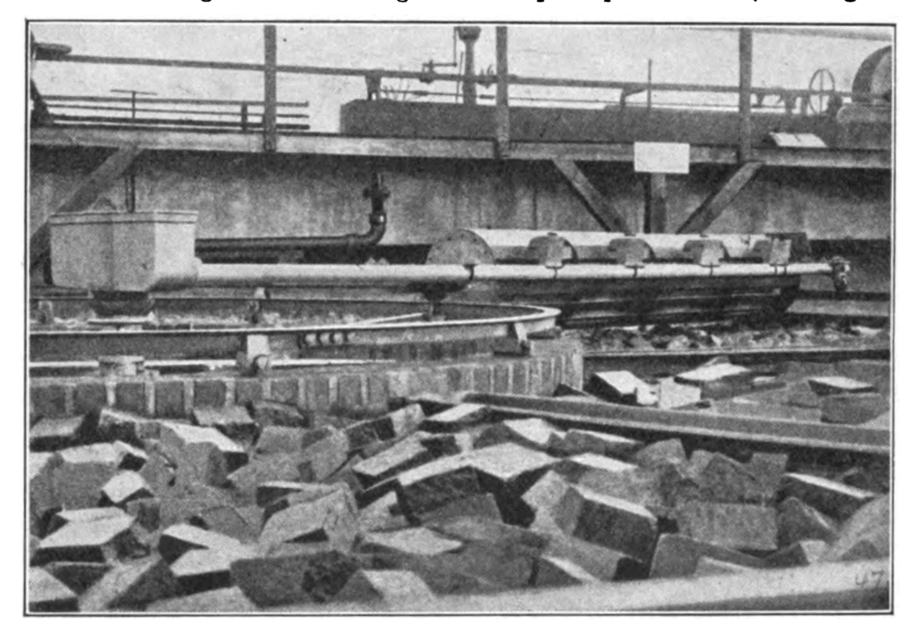


Fig. 83. Fiddiansprenger von Birch Killon & Co., Manchester.

bis höchstens faustgroßes) und eine nicht zu geringe Höhe des Tropfkörpers (2,5 m und mehr).

Drehsprenger nach dem Prinzip des Segnerschen Wasserrads.

Diese in England besonders verbreiteten Drehsprenger bestehen aus einem System horizontaler Verteilungsröhren, die radial zu dem im Mittelpunkt angeordneten Zubringer angeordnet sind. Durch die einseitige Lochung der Sprengerarme entstehen beim Austritt der Wasserstrahlen Wasserdrücke gegen die geschlossenen Rohrwände, die, als Kräftepaare wirkend, das Verteilungssystem in rotierende Bewegung versetzen, sofern das zentral zugeführte Abwasser mit genügendem Gefälle (mindestens 25—30 cm) in die Sprengerarme eingeführt wird.

Der Zufluß des Abwassers kann von oben oder von unten in den Zubringerbehälter erfolgen. Am verbreitetsten ist die letztere Art; die ver-

tikale Verlängerung des Zuflußrohrs dient als feststehende Drehachse (Stehsäule), an welcher die Konstruktion drehbar aufgehängt wird. Die Auf-

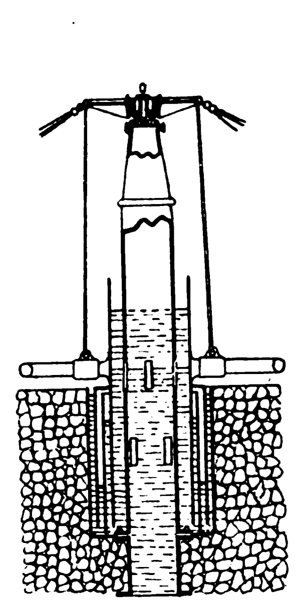


Fig. 84. „Cresset“-Drehsprenger mit Wasserverschluß der Firma Adams, York und London ($^1/_{100}$ nat. Gr.).

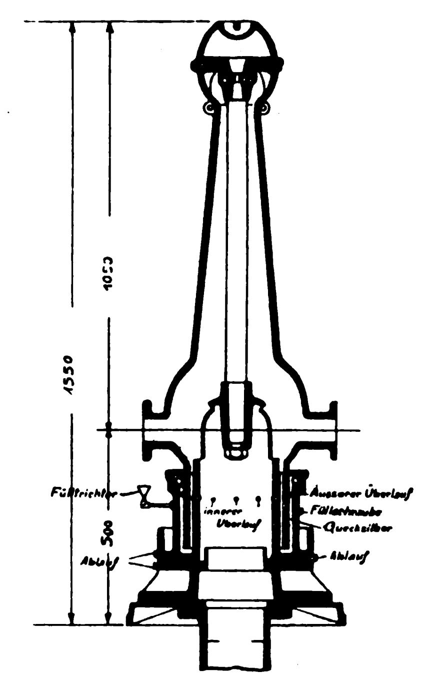


Fig. 85a. Drehsprenger der Masch.-Fabr. Wurl, Weißensee (Berlin), mit Quecksilberverschluß.

hängung bezw. Verbindung der Sprengerarme mit dem oberen Drehpunkt erfolgt durch Drahtseile mit Spannschlössern. Der obere Drehpunkt wird

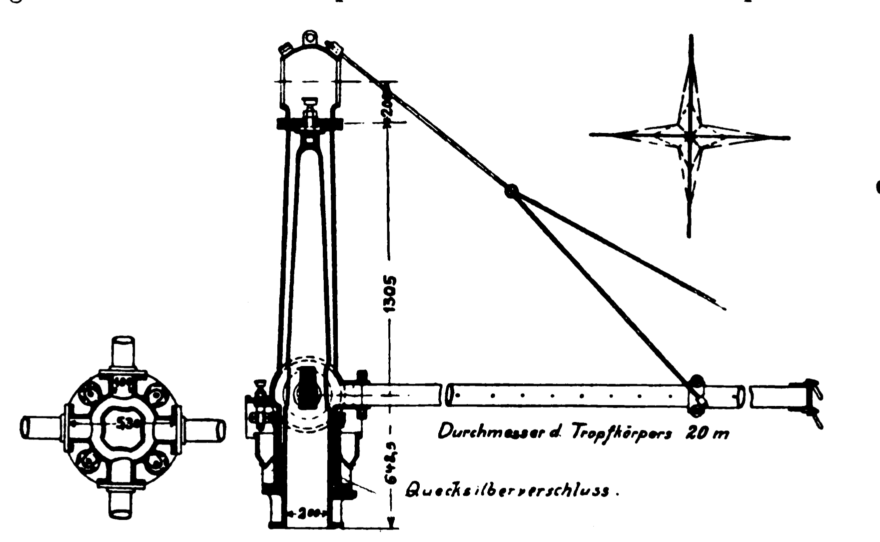


Fig. 85b. Drehsprenger der Masch.-Fabr. Freund & Co., Charlottenburg (mit Quecksilberverschluß).

zweckmäßig mit einem leicht zugänglichen Kugellager als Spurlager ausgestattet.

Die verschiedenen Drehsprengerkonstruktionen unterscheiden sich hauptsächlich in der Art der Abdichtung des beweglichen Zuflußbehälters gegen die Stehsäule. Am besten erfolgt dieser Verschluß durch Flüssigkeiten, z. B. Abwasser oder Quecksilber. Ein Beispiel der ersten Art ist der „Cresset“-

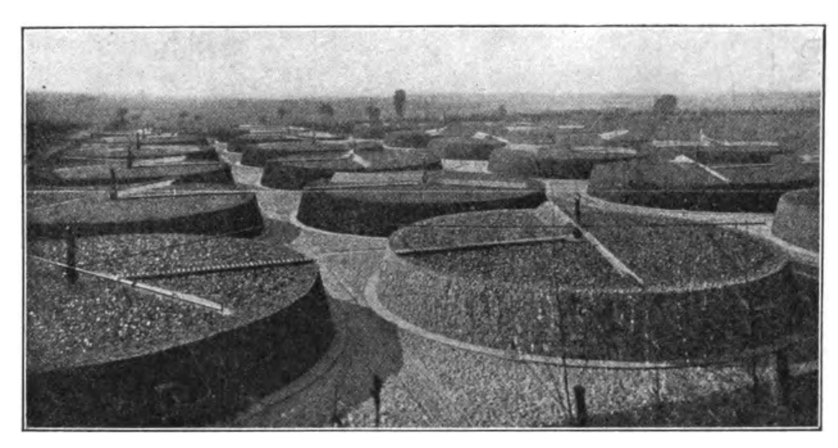


Fig. 85c. Ansicht der Wilmersdorfer Tropfkörper (in Stahnsdorf).

Drehsprenger Patent Adams Fig. 84. Quecksilberverschluß zeigt z. B. der Drehsprenger von Wurl (Fig. 85a) sowie der von Freund & Co. (Fig. 85b u. c) auf der Wilmersdorfer Anlage. Bei der Wasserzuführung von oben in den Sprengertopf (Fig. 86), wie bei kleineren Sprengern vielfach üblich, läßt sich eine Abdichtung ganz erübrigen. Als untere Führung dienen in diesem Falle Rollen oder Kugellager zwischen Sprengertopf und Stehsäule. Eine

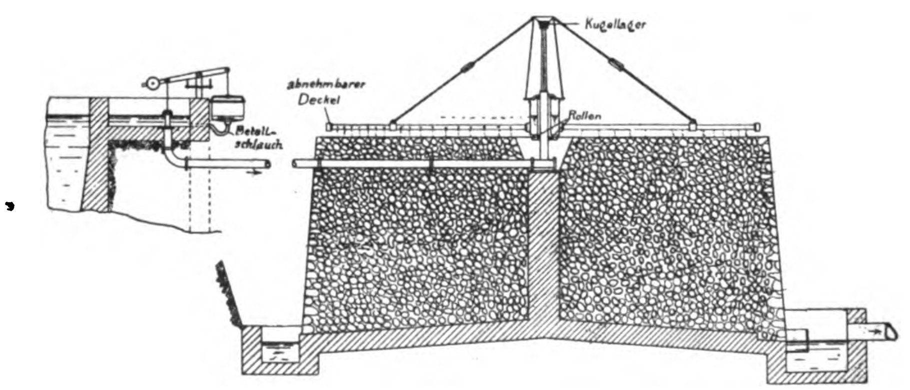


Fig. 86. Drehsprenger mit offenem Sprengertopf ($^1/_{100}$ nat. Gr.).

solche Führung wird bisweilen auch bei den vorerwähnten Konstruktionen noch benutzt zum Schutz gegen seitliche Ausschläge durch Wind.

In der Regel geht man über eine Armlänge von 10—15 m, entsprechend 20—30 m Körperdurchmesser, nicht hinaus.

Bei kleinerem Durchmesser genügen zwei Sprengerarme, bei größerem werden vier und mehr gewählt.

Die Lochung wird in veränderlichem Abstand (entsprechend der nach außen hin zunehmenden Besprengungsfläche) ausgeführt und darf zur Vermeidung von Verstopfungen nicht zu klein sein; im allgemeinen wählt man eine Lochung von 3—10 mm je nach Armlänge.

Die erforderliche Druckhöhe hängt ab von dem Gewicht der Konstruktion, von dem Reibungswiderstand der Lagerung, von der Windfläche und von der Lochung der Sprengerarme; sie beträgt durchschnittlich 30—40 cm. Unter Hinzunahme des oben erwähnten Spielraums von ca. 10 cm zwischen Sprengerarmunterkante und Körperoberfläche kann man das geringste erforderliche Gesamtgefälle zu rund 0,5 m annehmen.

Die Beschickung der Drehsprenger erfolgt bei kleinerem Wasserzufluß, als der Sprenger zur sicheren Bewegung (auch bei Wind) bedarf, stoßweise (durch Vorschaltung von Heberkammern und dergl.), bei reichlichem Wasserzufluß kontinuierlich.

Mit Vorteil ist auch die Aufhängung langer Sprengerarme durch leicht laufende Rädergestelle auf Fahrschienen ersetzt worden, so z. B. bei dem Candy-Caink-Sprenger in Worcester (vgl. Schiele [8]) für Körper von 60 m Durchmesser.

Auch bei stoßweiser Beschickung müssen die Sprengerröhren von Zeit zu Zeit gereinigt werden, ebenso die einzelnen Austrittsöffnungen, die zweckmäßig von innen nach außen getrieben sind. Die Reinigung der Röhren erfolgt mit Bürsten an langen Stielen, die der Spritzlöcher mittels spitzer Stifte. Um die Sprengerarme leichter reinigen zu können, werden dieselben zum Teil auch als offene Rinnen hergestellt; der Antrieb erfolgt durch Ausnützung des Gefälles mittels kleiner Turbine, wie z. B. bei den Drehsprengern von Mather & Platt (vgl. Schiele [8]).

Die durch den Wasserdruck bewegten Verteiler haben den Nachteil, daß starke Winde die Bewegung insbesondere sehr langer Arme hindern bezw. beeinträchtigen.

Sprenger von sehr großer Armlänge werden deshalb (insbesondere bei geringem Druck) auch motorisch angetrieben. Derartige Verteilungsrinnen bestehen aus einem fahrbaren offenen, durch entsprechende Eisenkonstruktion versteiften Troge, welcher entweder von der Mitte aus von einem feststehenden Motor angetrieben oder von einem auf der Peripherie laufenden Motor gezogen wird; sie gestatten große Körperdurchmesser auch bei geringem Gefälle.

Eine andere Art motorisch bewegter Sprenger ist der Wandersprenger von Willcox & Raikes, welcher mittels Drahtseilverbindung von einem feststehenden Motor über rechteckige Körper hin und her bewegt wird. Die Wasserzuführung erfolgt ebenfalls wieder heberartig von einem Längstrog aus. Über feinere technische Einzelheiten dieser und der übrigen erwähnten Verteilungseinrichtungen berichtet Schiele [8].

Die Ableitung der gereinigten Wässer und die Sedimentation der Auswaschstoffe.

Für eine geordnete Sammlung und Ableitung des durch den Tropfkörper geschickten Abwassers ist zunächst eine Befestigung der Körpersohle zweckmäßig, auf welcher, wie beim Füllkörper Drainagen, vertiefte und mit Platten überdeckte Abführungsrinnen angeordnet werden. Bei ganz grobem Material (Kindskopfgröße) und nicht zu großem Körperdurchmesser

lassen sich die Rinnen bisweilen ganz ersparen. Im allgemeinen ist es aber immer vorteilhaft, solche vorzusehen. Die Ableitung der Wässer erfolgt mittels bedeckter Rinnen gewöhnlich rings um die Körper nach den Sedimentierbecken für die Auswaschstoffe.

Wie oben erwähnt worden ist, werden bei Tropfkörpern die abgebauten organischen Stoffe ständig aus den Körpern ausgespült. Diese Auswaschstoffe sind nicht mehr fäulnisfähig. Tritt Fäulnis ein, so arbeiten die Körper nicht normal, die Auswaschstoffe stellen alsdann keine normalen Abbauprodukte, sondern teils nicht genügend abgebaute ungelöste Stoffe, teils in größerer Menge ausgewaschene Organismen dar (s. unten). Die Menge der Auswaschstoffe ist in beiden Fällen eine sehr beträchtliche. Bei eingearbeiteten Körpern können fast ebensoviel suspendierte Stoffe zum Abfluß gelangen, wie durch das Abwasser aufgebracht werden. Um in wasserarmen Vorflutern Mißstände durch Schlammbildung zu vermeiden, müssen die Auswaschstoffe aus den Abflüssen entfernt werden. Die Abscheidung erfolgt am einfachsten in Absitzanlagen, da die Stoffe verhältnismäßig leicht aussedimentieren und einen leicht drainierbaren, in dieser Form in seiner chemischen Zusammensetzung etwa der Gartenerde gleichenden Schlamm liefern. Die in den Nachsedimentierräumen sich abspielenden Prozesse sind trotz des Aufsteigens von Fladen und der Bildung einer Schwimmdecke (s. S. 176) keine Fäulnis-, sondern Oxydationsvorgänge (vgl. Vogelsang [14] und Pritzkow [20]). Der Gehalt der Tropfkörperabflüsse an Nitraten nimmt in den Nachreinigungsbecken nämlich nicht ab, sondern zu, und das Aufsteigen der Gasblasen zeigt lediglich an, daß Zellulose vorhanden ist, die die biologischen Körper passiert hat und nun einer Sumpfgasgärung unterworfen ist. Im Gegensatze z. B. zu Absitzanlagen, die fäulnisfähiges Wasser zu behandeln haben (s. S. 218), ist deshalb die tunlichst rasche Trennung des Schlammes vom Wasser nicht erforderlich.

Die in Nachreinigungsbecken sich bildende Schwimmdecke ist — der Natur der ungelösten Stoffe entsprechend — in ihren Eigenschaften von den in Faulbecken sich bildenden Decken (s. S. 240) wesentlich verschieden; die Decke zeigt keine saure, sondern, wie Weldert feststellen konnte, eine deutlich alkalische Reaktion und ist in ihren Bestandteilen verhältnismäßig einheitlich. Nach den auf der Wilmersdorfer Anlage von Müller gemachten Erfahrungen ist zur bequemen Entfernung der abgeschiedenen Schwimmdecke die Anlage kajakähnlicher Schwimmbretter empfehlenswert, durch die die Schwimmstoffe in einfacher Weise in eine an den Seiten der Becken angeordnete Rinne abgeschoben werden können, wodurch die Gesamtreinigung der Becken ganz bedeutend hinausgeschoben wird. Die Absitzanlagen werden übrigens zweckmäßig möglichst zu Fischteichen erweitert, in denen die Auswaschstoffe gleichzeitig nutzbringend verwertet werden können und durch die in dem Bestand an Fischen auch ein Nachweis für einen genügenden Reinigungseffekt der biologischen Anlage erbracht wird.

Der Effekt von Tropfkörpern.

Ebenso wie bei Füllkörpern erhält man auch bei Tropfkörpern den vollen Reinigungseffekt erst dann, wenn die Körper eingearbeitet sind, d. h. die einzelnen Materialstücke den oben erwähnten biologischen Besatz zeigen. Bei Tropfkörpern geht die Einarbeitung, die meistens mittels geringer Be-

lastung eingeleitet wird, relativ rasch vonstatten. Im Sommer genügen oft 14 Tage bis 4 Wochen.

Das Tropfverfahren ergibt bei richtigem Betriebe etwa denselben Reinheitsgrad wie das doppelte Füllverfahren, das wieder dem von Rieselfeldern in chemischer Beziehung etwa gleichkommt.

Die Abflüsse aus Tropfkörpern sind in ihrer Beschaffenheit ungleichmäßiger als Füllkörperabflüsse und enthalten auch mehr Luft, also gasförmigen Sauerstoff. Die Trübung bezw. Opaleszenz fehlt Tropfkörperabflüssen, die dagegen große Mengen ungelöster Stoffe enthalten, während Füllkörperabflüsse praktisch wieder frei von solchen Stoffen sein müssen Der Salpetersäuregehalt ist größer als bei Füllkörperabflüssen und bisweilen ein recht beträchtlicher. In bezug auf den Nährsalzgehalt (Kali und Phosphorsäure) und auf die Farbe der Abflüsse gilt das auf S. 262 und S. 282 über Füllkörper- und über Rieselfeldabflüsse Gesagte. Die den Tropfkörpern zugeführten Seifenstoffe passieren im Gegensatze zu Füllkörpern in praktisch unverminderter Menge die Tropfkörper; Tropfkörperabflüsse schäumen deshalb mehr als Füllkörperabflüsse.

Die wichtigste Anforderung an die Abflüsse ist, daß sie fäulnisunfähig sind; sie dürfen bei ihrer Aufbewahrung in geschlossener Flasche also weder einen unangenehmen Geruch annehmen, noch Schwefelwasserstoff bilden, gleichgültig ob die Fäulnisprobe mit oder ohne die ungelösten Stoffe ausgeführt worden ist.

Die Überarbeitung eines Tropfkörpers, also die Mehrzufuhr von Schmutzstoffen zu demselben, hat eine Vermehrung der Organismen zur Folge, die dann aus dem Körper ausgewaschen werden. Bei Ausführung der Fäulnisprobe sterben diese Organismen ab und bewirken dadurch, daß die mit allen ungelösten Stoffen aufbewahrte Probe Fäulniserscheinungen (schlechten Geruch, Auftreten von Schwefelwasserstoff) aufzuweisen vermag, während die ohne diese Stoffe aufbewahrte Probe (also das filtrierte Wasser) derartige Erscheinungen nicht aufzuweisen braucht. Bei weiterer Überlastung wird auch den sogenannten gelösten Abwasserbestandteilen die Fäulnisfähigkeit nicht mehr genommen — also sowohl das filtrierte wie das unfiltrierte Wasser fault nach —, und schließlich verläßt das Abwasser den Tropfkörper etwa ebenso, wie es demselben zugeführt worden ist.

Bei normal arbeitenden biologischen Körpern ist die Entwicklung von Abwasserpilzen (von Leptomitus usw.) in der Vorflut im Gegensatz zu manchen Rieselfeldabflüssen gering.

Der direkten Einleitung von Abwässern, die in zweistufigen Füllkörpern oder in Tropfkörpern mit Absitzanlage für die Auswaschstoffe gereinigt worden sind, in Vorfluter, die nicht Trinkwasserzwecken dienen, steht im allgemeinen nichts entgegen. Vorfluter, aus denen Trinkwasser entnommen wird, erfordern insofern eine andere Beurteilung, als hier noch eine Reduktion des Keimgehaltes der biologisch gereinigten Abwässer erforderlich wird. Wenngleich der Keimgehalt gegenüber dem Rohwasser schon durch die Absitzanlagen oder besonders durch die Faulräume, die den biologischen Körpern vorgeschaltet sind, erheblich vermindert wird, so wird durch die biologischen Körper selbst — insbesondere durch die aus grobem Material hergestellten — die Hauptmasse der Keime mit dem Abwasser durchgeschwemmt und nur ein verhältnismäßig kleiner Teil, der in dem biologischen Rasen hängen bleibt, ausgeschieden. Durch Nachbehandlung der Abflüsse auf natürlichen oder

künstlichen Sandfiltern wird der Keimgehalt zwar nicht vollständig beseitigt, aber doch ganz erheblich herabgesetzt. Ist natürlicher Sandboden vorhanden, so empfiehlt sich die Berieselung. Fehlt solcher, so finden künstlich geschaffene Sandflächen bezw. Sandkörper Verwendung, die im ununterbrochenen Strom — kontinuierliche Sandkörper der Wilmersdorfer Anlage (vgl. Müller [19]) — oder intermittierend beschickt werden (Chorley-Filter). Für die gleichzeitig erfolgende Zurückhaltung der nicht mehr fäulnisfähigen suspendierten Stoffe genügt eine Feinsandschicht von 2—4 dcm, die von einer ca. ½ m hohen Kiesfüllung getragen wird.

Chorleyfilter.

Intermittierend beschickte Sandfilter für die biologische Reinigung sind in Chorley (England) in Betrieb und werden als Chorley-Filter bezeichnet. Der Aufbau derselben zeigt unter einer ca. 18 cm hohen feinen Sandschicht von 0,5 bis 1 mm Korn eine 22 cm hohe Polariteschicht auf einer groben Kiesunterlage von 60 cm Höhe. Statt des Polarite kann aber jedes andere ebenso feine eisenhaltige Material Verwendung finden. Das nachzubehandelnde Abwasser ist in Chorley durch chemische Fällung in Becken vorbehandelt. Dabei gelingt es, die Filter mit 2,6 cbm pro Tag auf 1 qm Filterfläche (einschließlich Regenerierung) zu beanspruchen und zwar in der Weise, daß Einfüllungsperioden von 10 Minuten mit Lüftungsperioden von 30 bezw. ebenfalls nur 10 Minuten Dauer abwechseln. Die Filter werden wöchentlich einmal durch Rückspülung und Aufharken der obersten Schlammhaut gereinigt. Die Ausflüsse aus den Chorley-Filtern zeigen nicht unerhebliche Mengen Nitrate.

Füllkörper oder Tropfkörper?

Bei normalen städtischen Abwässern ist die Reinigungswirkung der beiden Körperarten an sich ebenbürtig; bei einzelnen, insbesondere gewerblichen Abwässern gelingt es bisweilen nur mit zweistufigen Füllkörpern, fäulnisfreie Abflüsse zu erzielen. Im Vergleich zu der Leistungsfähigkeit von Rieselfeldern kann man ganz allgemein sagen, daß künstliche biologische Körper im Winter besser arbeiten als Rieselfelder, während im Sommer Rieselfelder wieder bessere Ergebnisse liefern als künstliche biologische Anlagen.

Die Vorzüge der Füllkörper sind im übrigen kurz zusammengefaßt folgende: geringe Geruchsbelästigung, keine Fliegenplage, wenig Schwebestoffe im Abfluß, bei einstufiger Anlage geringeres Gefälle; diejenigen der Tropfkörper: größere Leistungsfähigkeit, weniger Platzbedarf, weil größere Körperhöhe verwendbar, billigere Herstellungskosten, weil keine massiven Becken nötig und weil grobes Material billiger, weniger Bedienung erforderlich, keine Verschlammung.

Im allgemeinen werden deshalb Tropfkörper bevorzugt, wenn nicht die Vermeidung von Geruchsbelästigungen und der Fliegenplage oder die Abwasserbeschaffenheit zu Füllkörpern zwingen. Ein bei großen Anlagen besonders empfindlicher Nachteil der Füllkörper besteht in dem periodisch notwendigen Herausnehmen und Waschen des Materials; auch gegen die Einwirkungen der Kälte sind Füllkörper im allgemeinen empfindlicher als Tropfkörper.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle:

1. Einrichtung der Ableitungen derart, daß Probeentnahme hinter jedem einzelnen Füll- oder Tropfkörper möglich ist.

2. Kontrolle der Belastung der Körper durch selbstregistrierende Meßvorrichtungen.
3. Kontrolle des Reinigungseffektes durch fortlaufende Untersuchung der Gesamtabflüsse und der Abflüsse aus den einzelnen Körpern auf Fäulnisfähigkeit (Entfärbung von Methylenblau oder Aufbewahrung in offenen oder geschlossenen Flaschen, bei Tropfkörpern mit Auswaschstoffen und ohne solche) bei gleichzeitiger Prüfung auf Nitrate und Nitrite am 1., 5. und 10. Tage.
4. Periodische Untersuchungen der Zu- und Abflüsse auf suspendierte und gelöste Stoffe, Feststellung der Abnahme der Oxydierbarkeit an Durchschnittsproben.
5. Kontrolle der Aufnahmefähigkeit von Füllkörpern und ihrer allmählichen Abnahme; Aufgraben der Füllkörper und Feststellung des Geruches und der Farbe des Materials.
6. Kontrolle auf Geruchsbelästigungen und Fliegenplage.

Literatur zu X:

1) Schmidtmann, Über den gegenwärtigen Stand der Städtekanalisation und Abwässerreinigung. Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. XVI. Suppl.-Heft. 1898, S. IV u. f.
2) Schmidtmann und Genossen, Bericht über die Prüfung der von den Firmen Schweder & Co. und E. Merten & Co. bei Gr.-Lichterfelde errichteten Versuchsreinigungsanlage für städtische Spüljauche seitens der hiermit betrauten Sachverständigen-Kommission. Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. XVI. Suppl.-Heft, 1898, S. 99—136.
3) Dunbar, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 3. Folge, XIX. Suppl.-Heft; Dunbar u. Thumm, Beitrag zum derzeitigen Stand der Abwasserreinigungsfrage, Oldenbourg, München-Berlin 1902; Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, 1907.
4) Thumm, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 1, 1902.
5) Bredtschneider u. Thumm, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 3, 1904.
6) Imhoff, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 7, 1906.
7) Phelps u. Farrel, Contributions of the Sanitary Research Laboratory and Sewage Experiment Station Boston, 1905, Vol. 1.
8) Schiele, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., 1909, Heft 11.
9) Dibdin, Sanitary Record, Bd. 43, Nr. 997, 1909, S. 1 u. 2.
10) Barwise, Sanitary Record, Nr. 1002, 1909, S. 122.
11) Schmidt, Ges.-Ing., 1905, Nr. 36.
12) Pratt (Referat Weldert) Techn. Gemeindeblatt IX, 1906/07, S. 61.
13) Weldert, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 7, 1906.
14) Vogelsang, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 12, 1909.
15) Zuelzer, Margarete, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 12, 1909.
16) Modersohn, Ges.-Ing., 1909, Nr. 4.
17) Taylor, Techn. Gemeindeblatt, 1907, Nr. 3.
18) Lübbert, Ges.-Ing., 1909, Nr. 26 u. 27.
19) Müller, Die Entwässerungsanlagen der Gemeinde Wilmersdorf. Zeitschr. d. Ver. Deutsch. Ing., 1907, Nr. 50 u. 51.
20) Pritzkow u. Kolkwitz, Untersuchungen über die Wilmersdorfer Anlage. Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abw., Heft 13, 1910.

XI. Abwasserreinigung mittels Landbehandlung.

Man kann bei der Landbehandlung im allgemeinen zwei Grundformen unterscheiden, nämlich die Oberflächenberieselung, bei welcher die Abwässer im wesentlichen auf der Oberfläche verbleiben, sowie die eigent-

liche Bodenfiltration, bei welcher die Reinigung beim Durchtritt durch den Boden bewirkt wird. Die letztere ist die wichtigere und häufigere.

Oberflächenberieselung kann z. B. Platz greifen, wenn der Boden vermöge seiner Beschaffenheit keine genügende Durchlässigkeit besitzt (toniger Boden), ferner bei durchlässigem, aber unebenem Gelände, in welchem das aufgebrachte Abwasser vermöge der Geländeneigung in dünner Schicht über die Oberfläche hinweg zum Abfluß gelangt, indem ein Eindringen in den Boden nur in unerheblichem Maße stattfindet, außerdem bei Gelände, bei welchem eine geregelte Drainage auch aus anderen Gründen (hoher Grundwasserstand usw.) nicht möglich ist. Besondere Verteilungseinrichtungen sind bisweilen nicht vorhanden (wilde Berieselung). Die an mehreren stets wechselnden Punkten aufgelassenen Abwässer nehmen der Geländeneigung folgend ihren Weg (mitunter muß der Wärter den Weg noch bahnen) bis zu einem Abflußgraben nach der Vorflut. Die Reinigung erfolgt dadurch, daß sich die Schmutzstoffe an der Bodenoberfläche bezw. deren Pflanzenbestand in dünner Schicht absetzen, an der Luft sich zersetzen und in verhältnismäßig harmlose Verbindungen umgewandelt werden. Um fäulnisfreie Abflüsse zu erzielen, ist gewöhnlich ein wiederholtes Aufleiten des Wassers erforderlich. Bedingung für dieses Verfahren ist umfangreiches und sehr billiges Gelände. Die Leistungsfähigkeit ist gering (nach englischen Angaben können auf 1 ha höchstens die Abwässer von 60 Personen gereinigt werden).

Wird eine Regelung der Auf- und Ableitung des Abwassers notwendig, so erfolgt dieselbe durch ein geordnetes Bewässerungssystem und zwar durch Hangbau oder durch Rückenbau. Bei beiden Arten wird das Abwasser durch kurze horizontale Abfanggräben in gewissen Abständen aufgefangen und von hier aus auf die folgende tiefere Abteilung wieder verteilt.

Eine zweckmäßigere Variante der wilden Berieselung ist das Eduardsfelder Spritzverfahren (s. u.).

Bei der eigentlichen Bodenfiltration unterscheidet man zwei Arten, nämlich das Rieselverfahren (Rieselfelder), bei welchem die Lebensprozesse höherer Nutzpflanzen zu Hilfe genommen werden, um die im Abwasser vorhandenen Nährstoffe nutzbar zu machen, und die intermittierende Bodenfiltration, bei welcher eine landwirtschaftliche Ausnutzung gar nicht oder nur in untergeordneter Weise, dafür aber eine wesentlich höhere Beanspruchung des Bodenfilters stattfindet, wobei die Flächen periodisch vollständig überstaut und deshalb bisweilen auch als Stauteiche (Staufiltration) bezeichnet werden.

Die Filtrationswirkung von natürlichen oder künstlich aufgeschichteten Bodenfiltern erfordert zunächst einen gewissen Durchlässigkeitsgrad, der bei sandigem bezw. kiesigem Untergrund am größten ist. Von der geringeren oder größeren Tonbeimischung (lehmiger Sand bis sandiger Lehm) hängt die Durchlässigkeit und damit die Belastungsmöglichkeit des Bodens ab. Reiner Ton ist für die Filtration unbrauchbar.

Torf eignet sich hierfür nach manchen Autoren überhaupt nicht, nach anderen nur, wenn er in geringer Schicht über kiesigem Untergrund lagert.

Von künstlichem Bodenmaterial können unter Umständen zur Verwendung gelangen: Schlacke, Müllverbrennungsasche, gesiebtes Müll usw. (in geeigneten Korngrößen).

Die Bodenoberfläche bewirkt zunächst eine Absiebung der suspendierten Stoffe. Die zurückgehaltenen Stoffe unterliegen Zersetzungsprozessen. Nur

sehr feine suspendierte Stoffe sowie sogen. gelöste Stoffe dringen in den Boden ein. Die sich ablagernde feine Schlammschicht und vor allem die Fettstoffe des Abwassers vermindern die Durchlässigkeit der Bodenoberfläche. Gefaultes Abwasser dringt, weil die kolloidalen Stoffe mehr oder weniger weitgehend verflüssigt sind, erfahrungsgemäß im allgemeinen leichter in den Boden ein als frisches Abwasser.

Die Reinigungsvorgänge spielen sich in der obersten Schicht in relativ geringer Tiefenausdehnung ab; die Sandkörner überziehen sich nach der Beschickung mit Abwasser mit schleimigem Besatz, der, wie früher bei den biologischen Körpern bereits geschildert, die Ausscheidung der Schmutzstoffe bewirkt, worauf alsdann bei Gegenwart von genügendem Luftsauerstoff die Regenerierung des Bodenfilters durch die Tätigkeit von Organismen herbeigeführt wird. Die entstehende Kohlensäure entweicht zum Teil nach oben, zum Teil wird sie gelöst und ebenso wie die Nitrate ausgewaschen. Ein geringer Prozentsatz der fein verteilten Stoffe (organischer wie anorganischer Natur) bleibt zurück, der unter dem Einfluß der Kohlensäure usw. zum Teil der Verwitterung anheimfällt. Bei dem Rieselverfahren wird ein Teil der im Boden zurückgehaltenen Stoffe, soweit es Pflanzennährstoffe sind, von den Pflanzen aufgenommen.

Wie bei den biologischen Körpern vollzieht sich die Reinigung des Abwassers rasch, während die Regenerierung der Bodenschichten längere Zeit erfordert.

Auf die Belüftung ist hier ebenfalls der größte Nachdruck zu legen. Sobald im Boden kein Luftsauerstoff mehr vorhanden ist, wird zwar anfänglich das Wasser noch in normaler Weise gereinigt. Bald aber setzt die normale Organismentätigkeit aus, die Regeneration des Bodenfilters fehlt, und das Abwasser verläßt in fäulnisfähigem Zustande den Boden. Die gleiche ungünstige Wirkung wie gänzlicher Mangel an Sauerstoff ruft auch fortgesetzte ungenügende Belüftung hervor; ferner auch der Winter, wenn durch Frost die normale Mikroorganismentätigkeit mehr oder weniger eingeschränkt wird. Im übrigen ist die Frage der Dauer der einzelnen Lüftungs- bzw. Ruheperioden bei Bodenfiltern noch nicht abschließend geklärt. Nach den Erfahrungen empfiehlt es sich, infolge der Luftverdrängung bei der Beschickung letztere möglichst rasch zu bewerkstelligen und den Beschickungen regelmäßig längere Lüftungsperioden folgen zu lassen.

Die Bodenfilter müssen auch in wassererfülltem Zustande noch lufthaltig sein, d. h. die Wasseraufnahme bzw. die Erfüllung des Bodenmaterials soll kleiner sein als das Porenvolumen (vgl. Dunbar [1]).

Bisweilen gibt für eine unzureichende Belüftung des Bodens der Umstand einen Anhaltspunkt, daß die Abflüsse erheblich Eisenschlamm absetzen. In diesem Falle ist im Boden (von den Abbauprozessen herrührend) sehr viel Kohlensäure vorhanden, welche nicht entweichen kann und nur allmählich nach unten ausgewaschen wird. Im belüfteten Boden ist das Eisen im allgemeinen als Eisenoxydverbindung vorhanden. Ist nicht genügend Sauerstoff da, so werden Eisenoxydulverbindungen gebildet, die mit Kohlensäure lösliches Ferrobikarbonat bilden. An der Luft scheiden die Abflüsse alsdann durch Sauerstoffzutritt wieder Eisenoxyd (Eisenschlamm) ab.

Aus dem oben Erwähnten erhellt ohne weiteres, daß die Leistungsfähigkeit der Bodenflächen (wie die der künstlichen biologischen Körper) eine um so größere ist, je weitgehender die ungelösten Schmutzstoffe, insbesondere die Fettstoffe, welche in hohem Grade durch Verschlickung der Bodenoberfläche nachteilig wirken, aus den Abwässern entfernt werden. Es empfiehlt

sich deshalb im allgemeinen, eine weitgehende Vorbehandlung der Abwässer eintreten zu lassen. Der Schlick der Berliner Rieselfelder enthält z. B. nach den Untersuchungen von Schreiber 16 Proz. Fett; 0,1 Proz. soll schon genügen, um sandigen Boden mit der Zeit undurchlässig zu machen.

Enthält der tiefere Untergrund eines Bodenfilters ebenfalls durchlässiges Material bzw. einen Grundwasserträger, dem die niedersinkenden filtrierten Abwässer zufließen können, so sind für die Zwecke der Ableitung der gerieselten Abwässer Drainagen an sich nicht erforderlich, da selbst bei verhältnismäßig enger Anordnung der Drainagen (5 m und weniger) immer noch ein Teil der Abwässer zwischen den einzelnen Drainstrecken durchfällt. Immerhin können Drainagen auch in diesem Falle für die Bodenbelüftung nützlich sein.

Bei undurchlässigem Untergrund muß für die filtrierten Abwässer ein künstlicher Abfluß in etwa 1,5 m Tiefe durch Ableitungskanäle (Drainagen) geschaffen werden, die in Abständen von 5 bis 20 m, je nach den örtlichen Verhältnissen, verlegt werden. Entfernung, Gefälle- nnd Lichtweitenbemessung der Drains müssen so gewählt werden, daß ein Aufstau des gerieselten Wassers im Untergrund nicht wesentlich über die Höhe der Drainagen hinausgehen kann.

Die Anordnung der Drainagen richtet sich nach der Form des Geländes. Man unterscheidet je nach der Anordnung die Längsdrainage, wenn sie parallel zum größten Gefälle verläuft, die Querdrainage, wenn sie quer hierzu liegt, und die Diagonaldrainage, wenn die einzelnen Drains schräg zur Abflußrichtung angeordnet sind.

Die Prüfung der Leistungsfähigkeit von Bodenfiltern in qualitativer Beziehung erfolgt durch Ermittlung der Beschaffenheit des diesen zufließenden Rohwassers und der Beschaffenheit der Bodenfilterabflüsse. Der Umfang der chemischen Untersuchung erfolgt nach den in Kapitel II dargelegten Grundsätzen; dazu kommt noch die Bestimmung des Eisens in den gereinigten Wässern, das, wenn es in größeren Mengen in den Abflüssen enthalten ist (s. oben), teils über die Art der Lüftung der Bodenfilter Aufschluß gibt. teils ein Zeichen der erhöhten Inanspruchnahme dieser Filter sein kann. Die an den Rohwässern und an den gereinigten Wässern erlangten Befunde können an sich zwar in Vergleich zueinander gesetzt werden; die Herausrechnung eines Reinigungeffektes in Prozenten, die in England und in Amerika üblich ist, unterbleibt dabei aber besser, da die Abflüsse nicht nur aus gereinigten Abwässern bestehen, sondern auch noch reine Wässer (Regenwasser, Grundwasser) mit sich führen, was z. B. der verschiedene Chlorgehalt der Rohwässer und der Bodenfilterabflüsse deutlich anzeigt. Die Abflüsse von Bodenfiltern zeigen infolge der Verdünnung mit reinem Wasser auch ein besseres äußeres Aussehen als die Abflüsse aus künstlichen biologischen Anlagen, die diese Verdünnung meistens nicht haben; Bodenfilterabflüsse sind vor allem weniger stark gefärbt als gut gereinigte Abflüsse aus künstlichen biologischen Anlagen. Ein durch Seifenbestandteile bedingtes Schäumen fehlt Rieselfeldabflüssen so gut wie vollständig. Die Abflüsse aus Bodenfiltern enthalten bald größere bald geringere Mengen an Nährsalzen, je nachdem die Felder landwirtschaftlich benutzt werden oder nicht (s. unten). In Bodenfilterabflüssen ist dann weiter Luftsauerstoff in ziemlichen Mengen enthalten; sie zeigen also in bezug auf diesen Punkt

günstigere Entwicklungsverhältnisse für die Abwasserpilze (Leptomitus, Sphaerotilus) als die Abflüsse aus künstlichen biologischen Körpern.

Die biologische Untersuchung der Abflüsse aus Bodenfiltern und insbesondere die der Abflußgräben gibt wertvolle Aufschlüsse über die Leistungsfähigkeit der natürlichen biologischen Reinigungsverfahren. Zwischen dem biologisch festgestellten Besatz und der chemisch ermittelten Beschaffenheit der Abflüsse braucht dabei eine Übereinstimmung nicht immer zu bestehen. Rieselgräben zeigen nämlich öfters — z. B. im Frühjahr — Sphaerotilusbesatz, während das Wasser selbst von reinen Grundwässern sich nicht unterscheidet; vergl. hierzu das auf S. 176 Gesagte.

Bakteriologische Untersuchungen sind zur Beurteilung der Reinigungswirkung von Bodenfiltern für die laufende Kontrolle dieser Anlagen im allgemeinen nicht erforderlich. Die Untersuchung der Filterabflüsse auf charakteristische, sich bereits im Rohwasser findende Bakterienarten sollte dagegen mehr als bisher geübt werden, nachdem, wie die „Royal Commission" berichtet, Bacterium coli, Bacillus enteritidis sporogenes (Klein) und Streptokokken nicht nur im Rohwasser, sondern auch in den Bodenfilterabflüssen in verhältnismäßig reichen Mengen nachgewiesen werden konnten.

a) Intermittierende Bodenfiltration.

Die Tatsache des Abbaues von Schmutzstoffen in intermittierend beschickten Sandfiltern hatte schon Frankland (1870) in England (s. oben) durch Versuche nachgewiesen. Später wurden diese Versuche von der Gesundheitsbehörde in Massachusetts aufgenommen und durch über viele Jahre gehende, grundlegende Arbeiten erweitert, welche zur Folge hatten, daß die intermittierende Bodenfiltration insbesondere im Staate Massachusetts in zahlreichen Anlagen seit 30 Jahren bereits praktische Verwendung fand. Eine ausführliche Beschreibung dieser Anlagen gibt Henneking [2].

Die Unterscheidung zwischen intermittierender Bodenfiltration im Gegensatz zu der Filtration bei Rieselfeldern ist nicht ganz zutreffend, da auch bei Rieselfeldern eine intermittierende Beschickung erforderlich wird. Besser ist die Bezeichnung Staufilter, da die höhere Belastung mittels Überstauung zu jeder Jahreszeit der wichtigste Unterschied ist.

Bodenmaterial, wirksame Korngröße.

Für die Staufiltration eignet sich vor allem durchlässiger reiner Sand- und Kiesboden in natürlicher Lagerung (nach Entfernung der eventuell vorhandenen Ackerkrume) oder in künstlicher Aufschichtung. Auch künstliches Material (Schlacke, Asche usw.) kann, wie bereits früher erwähnt, Verwendung finden. Nach den Versuchen des Gesundheitsamts in Massachusetts ist dasjenige Bodenmaterial in bezug auf Durchlässigkeit und Filterwirkung am günstigsten, welches mindestens etwa zu 10 Proz. aus Korngrößen von $^1/_4$ bis $^1/_2$ mm besteht („effective size", wirksame Größe), und dessen übriges Material im Mittel (etwa zu 60 Gew.-Proz.) eine Korngröße von 2 bis 3 mm nicht überschreitet. Das Verhältnis dieser beiden Korngrößen wird von der genannten Versuchsstation als „Gleichmäßigkeitskoeffizient" bezeichnet und dürfte bei kugelförmigem Korn ungefähr dem Verhältnis der durchschnittlichen Korngröße und derjenigen der einfachen Porenfüllung entsprechen.

Die Wasserkapazität, d. i. die in der vorher getrockneten Bodenprobe

nach dem Anfüllen verbleibende Wassermenge, beträgt bei den genannten Werten nach den erwähnten Versuchen 16 bis 18 Proz.

Bei zu feinem Material kann die Luft nicht in genügender Menge zutreten; zu grobes Material läßt das Abwasser zu rasch durchfallen und erschwert die gleichmäßige Verteilung.

Sofern das Filtrat in dem Untergrund (Grundwasser) genügende Vorflut findet, ist auch grobes Material günstig.

Die Einrichtung der Staufilter.

Das geeignete sandige Gelände oder die künstliche Aufschüttung wird durch Aptierung bzw. entsprechende Aufschüttung in einzelne Stauteiche mit ebenen Sohlen eingeteilt. Die Umfassungsdämme nehmen gewöhnlich die Verteilungsgräben auf, von welchen aus mittels Holzschützen und breiter Einläufe die einzelnen Stauteiche gefüllt werden können. Die Teiche werden als quadratische Felder zweckmäßig nicht größer als etwa 0,4 ha hergestellt, bzw. entsprechend der zu behandelnden Abwassermenge so bemessen und eingeteilt, daß das Abwasser möglichst rasch aufgeleitet werden kann, um zwecks gleichmäßiger Verteilung und Belastung die Gesamtfläche 1 bis 3 dcm hoch zu überstauen. Zur raschen Aufbringung ordnet man, wenn notwendig, innerhalb der Flächen noch Aufleitungsrinnen von Holz an. Zur gleichmäßigen Verteilung empfiehlt sich nach Henneking [2] die Anordnung einer oder auch mehrerer Verteilungskammern, durch welche die Beschickung jedes einzelnen Filterbeets mit einer bestimmten Abwassermenge gewährleistet wird.

Eine der jeweiligen Bodenbeschaffenheit angepaßte Drainierung ist in keinem Falle nachteilig und in bezug auf Luftzuführung meist zweckmäßig. Bei den amerikanischen Musteranlagen fehlen zwar bisweilen Drainagen, oder sie sind in größeren Abständen (bisweilen nur ein Drainagestrang für jedes Feld) angeordnet. Notwendigkeit und Umfang der Drainagen ist schon oben allgemein erörtert.

Die Vorbehandlung der Abwässer und die Belastung der Staufilter.

Bei grobkörnigem durchlässigen Boden und relativ dünnem und frischem Abwasser ist es nach Henneking (wie dies auch bei den meisten Anlagen in Massachusetts geübt wird) zulässig und zweckmäßig, daß die Rohabwässer direkt auf die Filter geleitet werden. Bei konzentrierten und fetthaltigen Abwässern und bei feinkörnigem Boden muß, wie oben allgemein entwickelt, die Vorbehandlung bei der Staufiltration eine besonders weitgehende sein, vor allem während der Winterperioden, wenn die Schlammhaut, unter Eis und Schnee verborgen, schwer zu entfernen ist.

Für die Vorreinigung sind Absitzanlagen jeder Art geeignet; zweckmäßig sind insbesondere solche, die eine weitgehende Fettabscheidung bewirken.

Das Faulverfahren verdient nach Ansicht von Henneking [2] den Vorzug wegen des Ausgleichs, der Zersetzung und Umwandlung der Abwässer und wegen der Schlammbehandlung; es empfiehlt sich aber, die gefaulten Abflüsse vor ihrer Aufleitung einer Belüftung in besonderen Belüftern (vgl. die Anlage von Saratoga Springs [2]) zu unterziehen.

Die Belastung richtet sich nach der jeweiligen Bodendurchlässigkeit

nach der Konzentration und Zusammensetzung des Abwassers und nach dem Grad der angestrebten Reinigung. Bei den amerikanischen Anlagen in Massachusetts war bei einer Belastung im Jahresdurchschnitt von 200—300 cbm pro ha und Tag (30 l pro qm) bei sachgemäßem Betriebe das erzielte Produkt klar wie Quellwasser und bei einer Belastung von 1000—1100 cbm noch eben befriedigend; im Durchschnitt konnten 500—1000 cbm pro ha/Tag, je nach dem Boden, noch erfolgreich gereinigt werden. Dabei handelte es sich um dünne Abwässer; für normale deutsche (vorgereinigte) Abwässer dürften nach Henneking [2] etwa 250—500 cbm pro ha/Tag anzunehmen sein*). Bei den intermittierenden Bodenfiltern der Strafanstalt Plötzensee betrug die Belastung seit Jahren ebenfalls ca. 300 cbm pro ha und Tag bei einem relativ dünnen fettfreien Abwasser. Die letztgenannten Bodenfilter besitzen keine Drainagen, die gerieselten Wässer versinken und nehmen in dem darunter befindlichen Grundwasserträger ihren Abfluß.

Die erwähnten Beschickungszahlen sind, wie gesagt, Jahresdurchschnitte unter Einbeziehung der Ruheperioden. Die einmaligen Belastungen sind wesentlich größere und belaufen sich je nach der Länge der Ruhepausen bis auf den 10fachen Betrag der Durchschnittswerte. Bei den einzelnen Beschickungen soll die Wasserkapazität des Bodens nicht überschritten werden. Die notwendige Ruhedauer und der zweckmäßigste Beschickungsturnus sind zwar durch die praktischen Erfahrungen im allgemeinen bekannt, im einzelnen aber, wie oben schon erwähnt, noch nicht durch Versuche vollständig ermittelt. Sie werden entsprechend der Natur der biologischen Vorgänge im Bodenkörper ähnlich wie bei den künstlichen biologischen Körpern sein müssen. Henneking [2] hält die Methode kleiner, aber entsprechend häufiger Beschickungen und Belüftungsperioden für die richtigere. Nur durch periodische Untersuchung der Abflüsse (s. oben) kann beurteilt werden, ob der Betrieb, insbesondere die Belüftung, richtig gehandhabt wird.

Im Sommer ist der Betrieb ein einfacher. Nach der Versickerung bleibt das betreffende Beet zum Abtrocknen liegen. Die Schlammschicht wird alsdann umgeharkt bzw. in größeren Perioden abgestochen; in einzelnen Fällen blättert sie nach dem Abtrocknen von selbst ab. Bei den amerikanischen Anlagen und ihren Abwässern gelingt es bisweilen, den getrockneten Schlamm teppichartig abzurollen, in etwa gleicher Weise wie bei der Schlammdecke, die gelegentlich in den offenen, zur Trinkwasserreinigung dienenden Sandfilteranlagen in Hamburg beobachtet werden kann.

Im Winter ist zur Auftauung der Bodenoberfläche eine stärkere Beschickung der Stauflächen bei entsprechend längerer Ruhepause erforderlich. Die Schlammhaut muß im Winter während der Frostperiode auf den Stauplätzen belassen werden, da ihre Entfernung einen zu großen Arbeitsaufwand erforderlich machen würde. Die Leistungsfähigkeit der Filter nimmt mit zunehmender Stärke der Schlammhaut naturgemäß ab. Da bei ebenen Sandflächen die Aufleitung im Winter unter Umständen Schwierigkeiten verursachen kann, hat man die Beete bisweilen dauernd, bisweilen nur im Winter mit 20—30 cm tiefen Furchen versehen. Entsteht über den Furchen eine Eis- bzw. Schneeüberdeckung, so kann doch das Abwasser in der frei-

*) Die Belastungsziffern Rieselfelder, Staufilter u. biol. Tropfkörper verhalten sich ungefähr wie 1 : 10 : 100.



bleibenden Furchenzone weiterfließen. In Framingham hat man auch bisweilen bei ebener Sohle die Maisstauden (der Bepflanzung) stehen lassen und als Träger für die Schneedecke benutzt.

Im allgemeinen wird mit der Zeit (nach einer Reihe von Jahren) immerhin neben anorganischem Material, soweit es nicht verwittert, auch ein Rest organischen Materials, das der Oxydation nicht zugänglich ist, im Boden zurückbleiben und in größeren Perioden die Erneuerung der obersten Sandschicht auf 2—3 dcm notwendig machen, was jedoch den Wert des Verfahrens kaum zu beeinträchtigen vermag.

Der Effekt von Staufiltern.

Staufilter sind „reif", d. h. eingearbeitet, wenn die Abflüsse nicht mehr fäulnisfähig sind und Nitrate aufweisen. Im Sommer geht die Einarbeitung zufolge der höheren Temperatur erheblich schneller vor sich; in der kälteren Jahreszeit kann sie verschiedene Wochen erfordern. Die Abflüsse bei der intermittierenden Bodenfiltration unterscheiden sich, sofern Pflanzenwuchs fehlt, von denen, die bei regelmäßiger landwirtschaftlicher Ausnutzung erlangt werden, durch ihren höheren Gehalt an Pflanzennährstoffen (Stickstoff, Phosphorsäure, Kali). Hat der Boden sich mit den absorbierten anorganischen Nährsalzen gesättigt, so erscheinen diese Stoffe in den Abflüssen. Bei den Anlagen in Massachusetts [2] wurde im Durchschnitt eine Herabsetzung des Sauerstoffverbrauchs von 87 Proz. erzielt (vgl. hierzu S. 282).

Infolge der (zur Vergrößerung der Durchlässigkeit) absichtlichen Entfernung der Ackerkrume und infolge der höheren Belastung bzw. Überstauung während des Betriebes ist bei Staufiltern eine landwirtschaftliche Ausnützung der Bodenflächen, die im Vergleich zum Rieselbetrieb allerdings 10 mal kleiner sein können, im allgemeinen schwer durchführbar; sie wird erst wieder ermöglicht, wenn sich nach längerem Betrieb in der obersten Bodenschicht organisches Material angesammelt hat, und alsdann zur teilweisen Reduktion des letzteren verwendet. Auf amerikanischen Anlagen wird bisweilen Mais gebaut. Vielfach eignet sich auch der Weidenbau, sofern der Salzgehalt des Abwassers kein zu hoher ist (nicht über 250 mg im Liter), da andernfalls die Weiden brüchig werden.

Für die Vorflut ist zu beachten, daß der hohe Gehalt der Abflüsse an Nitraten, sowie an sonstigen Nährstoffen (falls landwirtschaftliche Ausnutzung nicht stattfindet) bisweilen zu einer erheblichen Verkrautung der Abflußgräben führen kann.

b) Rieselfelder.

Rieselfelder sind insbesondere in Deutschland zu großer Verbreitung gelangt und bis in ihre Einzelheiten untersucht worden (vgl. König [3]). Sie unterscheiden sich, wie erwähnt, von den Staufiltern durch die bei ihnen angestrebte weitgehende landwirtschaftliche Verwertung des Bodens bzw. Ausnutzung der durch die Abwässer zugeführten Nährsalze.

Bodenart. Einrichtung der Rieselfelder für die Bewässerung und Bebauung.

Für Rieselfelder ist es erwünscht, wenn der durchlässige Boden nicht aus reinem Sand, sondern aus humosem bzw. leicht lehmigem Sand besteht.

Hierdurch ist natürlich die quantitative Leistungsfähigkeit des Bodenfilters entsprechend geringer, welche im übrigen durch die landwirtschaftliche Ausnutzung noch weiter beschränkt wird.

Das natürliche Gelände wird durch entsprechende Bodenbewegung (Aptierung) in einzelne horizontal gelegene Flächen (sogenannte „Schläge") eingeteilt, die durch Dämme, welche die Zuflußgräben sowie die Bedienungswege aufnehmen, umsäumt werden. Maßgebend für die Gestaltung der Feldflächen innerhalb der Schläge ist der Umstand, ob die Stengel und Blätter der anzubauenden Kulturpflanzen mit dem Abwasser in Berührung kommen dürfen oder nicht.

Die letzterwähnte Forderung muß bei Früchten gestellt werden, welche unter Umständen ungekocht zum menschlichen Genuß gelangen können; hier wird die Fläche mit einem System paralleler Gräben bzw. Furchen überzogen, welche vom Abwasser nur teilweise erfüllt werden dürfen. Diese Art der Anordnung nennt man wegen der entstehenden Beete „Beetbau". Das Abwasser versickert in den Furchen und tritt zum Teil seitlich in die Beete ein. Eine Überstauung der Beete selbst muß baulich vermieden werden. Die Beete werden zweckmäßig nicht zu lang, nicht über 30 m, in ihrer Breite möglichst schmal, 1—2 m, gewählt, weil sonst die Wurzeln nicht mehr von dem versickernden Abwasser getroffen werden können. Durch das Furchensystem geht allerdings viel Fläche verloren.

Bei manchen Früchten (wie Viehfutter, Rüben- und Halmfrüchte, Mais usw.) wird jedoch die Beschränkung der Nichtbenetzung der Stengel und Blätter nicht notwendig; der Beetbau ist alsdann nicht unbedingt erforderlich.

In bezug auf Drainagen gilt das Obenerwähnte. Außerdem werden aber jedem Boden, der an sich geringere Durchlässigkeit zeigt, die Drainagen für die Luftzuführung nützlich sein.

Die Vorbehandlung der Abwässer und die Belastung von Rieselfeldern.

Die Abwässer sind, wie oben allgemein gesagt, zweckmäßig möglichst weitgehend vorzubehandeln, wenn eine möglichst große und dauernde Leistungsfähigkeit der Felder erzielt werden soll. Selbst weit vorgeklärte Abwässer enthalten immer noch viel mehr Nährstoffe, als von den Pflanzen auf dem Rieselfeld aufgebraucht werden können.

Die Belastung hängt außer von der Beschaffenheit des Abwassers und des Bodens von der Art der landwirtschaftlichen Ausnutzung sowie von der Jahreszeit ab. Bei sehr durchlässigem Boden und nicht zu konzentriertem Abwasser, aus welchem das Fett soweit wie praktisch möglich entfernt ist, läßt sich eine Belastung von 120—200 cbm pro ha und Tag als oberste Grenze noch erreichen. Nach deutschen Erfahrungen, z. B. bei den Charlottenburger Rieselfeldern, liegt bei Rüben- und Grasbau, den gegen Überlastung mit Abwasser unempfindlichsten landwirtschaftlichen Erzeugnissen, die höchste Belastungsgrenze bei 150 cbm pro ha und Tag im Jahresdurchschnitt.

Die deutschen Rieselfelder besitzen bis jetzt zumeist keine Vorreinigungsanlagen mit Ausnahme z. B. von Charlottenburg, Kottbus und Bielefeld. Die geringste Belastung beträgt (vgl. Bredtschneider und Thumm [4]) 35—40 cbm pro ha und Tag entsprechend 250—300 Einwohnern (Berlin, Braunschweig).



Die größte Belastung (ohne Vorreinigung) zeigen die Danziger Rieselfelder mit 90 cbm pro ha und Tag (700 Personen). Bei den Charlottenburger Rieselfeldern (mit Absitzbecken) beträgt die Belastung 130 cbm/ha (1200 Personen), bei Kottbus*) sogar 180 cbm (700 Personen). Eine Vorreinigung mit Fettabfangung besitzen bis jetzt nur die neuen Rieselfelder von Quedlinburg und in neuester Zeit auch die Charlottenburger Rieselfelder.

Bestimmte Vorschriften über die Häufigkeit der Berieselung der einzelnen Schläge lassen sich nicht aufstellen (vgl. die entsprechenden Erfahrungen bei den Staufiltern). Bislang ist dies noch Sache des erfahrenen Betriebsleiters und muß von Fall zu Fall entschieden werden. Auch hier werden sorgfältige Untersuchungen der Abflüsse sowie der Bodenoberfläche die nötigen Anhaltspunkte liefern.

Der Winterbetrieb der Rieselfelder gestaltet sich insofern einfach, als er bis zu einem gewissen Grade nach dem Staufilterverfahren erfolgen kann. Infolge Filterverletzungen im Herbst (Rübenernte) können bis zur Wiedereinarbeitung der betreffenden Stellen geringere Reinigungseffekte eintreten. Im Sommer, insbesondere vor und während der Ernte, gestaltet sich der Betrieb schwierig, indem zu dieser Zeit für die bestellten Flächen vom Landwirt kein Abwasser gewünscht wird. Alsdann liegt die Gefahr der Überlastung der wenigen als Reserve dienenden Berieselungsflächen vor. Vom Standpunkt der Abwasserreinigung ist selbstverständlich zu fordern, daß ein gleichmäßig guter Reinigungseffekt erzielt wird und daß die Erzielung einer guten Ernte erst in zweiter Linie steht. Zur Vermeidung einer Kollision der beiden Interessen ist von vornherein Sorge zu tragen, daß als Reserve genügend große Flächen zur Verfügung stehen, die während der Erntezeit fast ausschließlich beschickt werden können. Gewöhnlich wählt man als Reserve die sandigsten und durchlässigsten Stellen des Rieselgeländes aus, die zweckmäßig als Staufilter betrieben werden. Insbesondere beim Mischsystem und dem dabei zu reinigenden doppelten und mehrfachen Trockenwetterabfluß kann vor bzw. während der Ernte die Unterbringung der Wässer Schwierigkeiten verursachen. Hier können z. B. große Aufspeicherungsteiche auf den höchsten Punkten der Rieselfelder von Vorteil sein. Zum Ausgleich eignen sich besonders auch künstliche biologische Körper.

Rieselfelder bedürfen im Betrieb andauernd der sorgfältigsten Beaufsichtigung; vor allem ist eine Überlastung der Rieselfelder zu verhindern.

Die Beschaffenheit der Rieselfeldabflüsse.

In chemischer Hinsicht leisten Rieselfelder im allgemeinen das gleiche wie gut arbeitende künstliche biologische Anlagen; die Oxydierbarkeit der Abwässer wird, soweit eine derartige Berechnung zulässig ist, um 75 bis 90 Proz. und mehr herabgesetzt. Der Gehalt an Nitriten und Nitraten ist ein sehr hoher und beträgt z. B. bei den Berliner Drainwässern über 100 mg/l.

In bakteriologischer Hinsicht bewirken Rieselfelder eine sehr hohe Herabsetzung des ursprünglichen Keimgehaltes (auf 10 und in einzelnen günstigen Fällen bis auf 1 per Tausend). Die Rieselfeldabflüsse sind nie keimfrei, nicht einmal frei von pathogenen Keimen. Die in den Abflüssen enthaltene Bakterienflora ist identisch mit derjenigen der aufgebrachten Ab-

*) Das Kottbuser Abwasser besteht zu 2/3 aus gewerblichen Abflüssen.



wässer und nicht mit der des Bodens (vgl. Scoble [5]). Die Vernichtung der mit den Abwässern auf das Gelände aufgebrachten Bakterien scheint nach Scoble vor sich zu gehen, wenn die Rieselung des Geländes unterbrochen wird.

Bei nicht genügend weitgehender Mineralisierung (besonders im Winter) treten infolge der in den Abflüssen noch vorhandenen fäulnisfähigen organischen Nährstoffe in den Abflußgräben Pilzwucherungen ein, die eine besondere Beseitigung verlangen (vgl. Kolkwitz [6]).

Landwirtschaftliche Ausnutzung der Rieselfelder.

Wenn den erwähnten Betriebsrücksichten in bezug auf die Abwasserreinigung jederzeit Rechnung getragen wird, so steht im übrigen der landwirtschaftlichen Ausnutzung jeder Art nichts entgegen. Beschränkungen können jedoch durch die Beschaffenheit der Rohabwässer geboten sein. Ein hoher Salzgehalt der Abwässer kann ungünstig auf das Gedeihen mancher Pflanzen einwirken, z. B. auf das von Weiden (s. S. 286, ferner Herzfeld [13]). Das Streben nach möglichst großer quantitativer Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Abwasserbehandlung zwingt zur Wahl entsprechender unempfindlicher Nutzpflanzen. Besonders geeignet sind Gras, vornehmlich italienisches Raygras, ferner von Hackfrüchten vorzugsweise Kohlrüben, von Halmfrüchten insbesondere Mais usw. Auch können, je nach den Verhältnissen, alle Getreidearten gebaut werden, ferner insbesondere auch Obst. Nach Calmette [7] wirkt die Bodendurchkühlung infolge Verdunstung verzögernd auf das Reifen, ein Umstand, der für den Marktwert von Gemüsen usw. nachteilig ist.

Die Verpachtung kleinerer Parzellen liefert nach Ansicht einzelner Fachleute finanziell das günstigste Ergebnis. Dabei ist Sorge zu tragen, daß eine genügende Reinigung der Abwässer von vornherein durch eine entsprechende Organisation (Rieselverband u. dgl.) gewährleistet wird und nicht im Belieben der Pächter liegt. Scoble ist der Ansicht, daß die Verpachtung der Rieselfelder zu verwerfen sei. Die theoretisch mögliche Übertragung infektiöser Stoffe durch die Feldfrüchte, durch Milch, durch Fliegen sowie durch die Beschäftigung auf den Rieselfeldern hat bisher durch die Praxis noch keine Bestätigung gefunden. In bezug auf Typhus vgl. Schmidtmann [8], in bezug auf Tuberkulose Musehold [9], betreffs eventueller Übertragung von Cholera vgl. Calmette [7]. Immerhin ist der Durchführung und Befolgung sanitärer Maßnahmen ein sorgfältiges Augenmerk zu schenken. Vor allen Dingen muß die Trinkwasserversorgung in einwandfreier Weise erfolgen. Obwohl sich Ausdünstungen bisweilen auf größere Entfernungen (bei Wind) bemerkbar machen können, kann von eigentlichen Geruchsbelästigungen für die weitere Umgebung im allgemeinen nicht gesprochen werden. Zweckmäßig sind hohe und dichte Anpflanzungen als Begrenzung der Rieselflächen, wodurch auch das Wegwehen der Fliegen sich vermeiden läßt.

Weitere Benachteiligungen durch Rieselfelder können in der ungünstigen Beeinflussung von Grundwasserträgern bestehen. Eine solche läßt sich bei Sandboden, abgesehen vom Chlorgehalt, der an sich unterhalb der Grenze, von welcher ab er für den Geschmack bemerkbar wird (ca. 500 mg), unschädlich ist, in sonstiger, speziell bakteriologischer Beziehung jeweils nur auf geringe Entfernung vom Rieselfeld (selten mehr als 50—100 m) nach-

weisen. Zwecks Feststellung einer ev. Beeinflussung benachbarter Grundwasserträger durch Rieselwässer ist die Anlage von Brunnen rings um das Rieselgelände und die Ermittlung des Wasserstandes und der Wasserbeschaffenheit vor und während der Berieselung empfehlenswert.

Die Aufbringung von Schmutzstoffen auf die Felder kann ferner ein Überhandnehmen der Ratten und Mäuse zur Folge haben, wogegen unter Umständen besondere Maßnahmen zu treffen sind.

Die Anlagekosten von Rieselfeldern sind wegen des großen Geländeerwerbs und der Fördereinrichtungen (Pumpstation, Druckrohr) gewöhnlich recht beträchtlich, ebenso wegen der Kosten für die Herrichtung des Feldes selbst, welche pro ha 1500 bis 2000 M. und mehr betragen können. Bei der Rentabilitätsberechnung ist aber zu beachten, daß z. B. sandiger Boden durch die Berieselung mit der Zeit erheblich wertvoller, weil fruchtbarer, wird, und daß nur die Differenz gegenüber den Anlage- und Betriebskosten einer anderweitigen, gleich leistungsfähigen Abwasserreinigungsanlage, die sonst notwendig gewesen wäre, in Ansatz gebracht werden darf. Bei einer derartigen Berechnung kann sich immerhin noch eine Rentabilität ergeben, wenn das Gelände (infolge von Enteignung usw.) von vornherein nicht zu teuer erworben werden mußte.

Die Doppelberieselung.

Die Wässer enthalten nach der ersten Rieselung, wie erwähnt, größere Mengen von gelösten Nitraten und anderen Nährstoffen. Zur Ausnützung des Stickstoffes in dieser für die Pflanzenernährung günstigsten Form ist es zweckmäßig, überall, wo es möglich ist, diese Abflüsse nochmals zur Verrieselung zu bringen.

Für die Doppelberieselung empfiehlt sich insbesondere auch die Verbindung von Staufiltern mit Rieselfeldern in der Weise, daß etwa höher gelegene Partien mit der gesamten Abwassermenge als Bodenfilter beschickt werden, worauf erst die an Nitraten reichen Abflüsse zur Aufleitung auf die eigentlichen Rieselfelder gelangen. Auch die Verbindung von biologischen Körpern mit Rieselfeldern als Nachbehandlung ist vielfach zweckmäßig.

Zur weiteren Zurückhaltung und Ausnutzung der in den Rieselfeldabflüssen etwa noch vorhandenen stickstoffhaltigen Substanzen und der in den Abflüssen ev. enthaltenen Abwasserpilze (Leptomitus usw.) empfiehlt sich die Anlage und Bewirtschaftung von Fischteichen*). Dadurch ist einerseits eine einfache Kontrolle für den Reinigungseffekt der Rieselfelder geschaffen, andererseits werden die in den Abflüssen noch vorhandenen Schmutzstoffe, die, wie oben erwähnt, durch Pilzwucherungen in der Vorflut Mißstände erzeugen können, auf wirtschaftliche Weise entfernt.

Über Untergrundberieselung, die sich nur für kleine Anlagen eignet, vgl. Hauskläranlagen.

c) Eduardsfelder Spritzverfahren.

Bei Anwendung der Kopfdüngung, die besonders für Winterfrüchte und für Grasbau zweckmäßig ist (vgl. Gerlach [10]), läßt sich die Aufbringung und Verteilung von Abwasser auf Feldern in einfacher Weise durch das Spritzverfahren erreichen. Dieses Verfahren war im Prinzip be-

*) Die Anlage von Fischteichen wird von Zuntz und Hofer gelegentlich auch als alleinige Reinigungsmethode für häusliche und gewerbliche Abwässer empfohlen.



reits ungefähr um das Jahr 1842 von Kennedy in England angegeben worden. Vor etwa 12 Jahren wurde es von Wulsch in Posen wieder aufgenommen und ausgebildet und zunächst auf dem Gute Eduardsfelde bei Posen (daher sein Name), sodann auf Flächen bei Magdeburg und bei Breslau zur Ausführung gebracht. Nach Wulsch [11] sollen die Abwässer nur in der für reichliche Pflanzendüngung und Befeuchtung erforderlichen Menge (ca. 4—6 cm Höhe jährlich) aufgebracht werden, um eine als nachteilig erachtete Übersättigung einerseits zu vermeiden und andererseits möglichst große Flächen bedüngen zu können. Die Belastung wird nach dem Stickstoffbedarf der Pflanzen geregelt. Nach Versuchen von Gerlach [10] soll die Wirkung des Stickstoffs frischer Wasserfäkalien 70—90 Proz. derjenigen des Salpeterstickstoffs betragen. Kali und Phosphorsäure werden in Eduardsfelde durch Kunstdünger zugeführt. Der Erwerb von Rieselland ist bei dem Spritzverfahren nicht notwendig; es genügt ein Abkommen mit den Grundbesitzern, wobei es keine Schwierigkeit bildet, wenn einzelne ihre Erlaubnis versagen, da deren Grundstücke als Enklaven im übrigen Spritzgelände verbleiben. Bodenart und Oberflächenform spielen bei dem Verfahren keine Rolle. Das Abwasser wird in einem weiten Netz von festen Druckleitungen mit Zapfstellen (Hydranten) einem möglichst großen Feldgelände zugeleitet. Mittels beweglicher Feldleitungen wird der Anschluß der einzelnen Felder an die Hydranten der festen Druckleitungen bewirkt. Die Verspritzung des Abwassers auf den Feldern selbst erfolgt durch wenige Leute mittels leicht beweglicher Schläuche. Die Kosten der festen Leitungen betragen etwa nur 150 M. pro ha (vgl. Wulsch [11]). Die Anlage gestaltet sich einfach, da Aptierungen und Drainagen nicht erforderlich sind. Allerdings ist die Beschaffung des erforderlichen Spritzdruckes (2—3 Atm.) notwendig. Bei der doch meist notwendigen maschinellen Förderung der Abwässer nach den Feldern läßt sich dieser Druck auf einfache Weise erreichen.

Abflüsse kommen nicht in Betracht, da die versprengten Wässer teils verdunsten, teils im Boden verbleiben oder von den Pflanzen aufgenommen werden.

Selbstverständlich kann das Spritzverfahren nicht für Feldfrüchte in Frage kommen, die in ungekochtem Zustande zum menschlichen Genuß gelangen können. In hygienischer Hinsicht ist ferner erforderlich, daß die Wege im Spritzgelände nicht verunreinigt werden (vgl. Thiesing [12]).

Gesundheitliche Nachteile für die Betriebsleute haben sich bis jetzt nicht ergeben; man wird hierüber aber noch mehr als bei den Rieselfeldern bezügliche Kontrolle üben müssen.

Gesichtspunkte für die hygienische Überwachung von Berieselungsanlagen:

1. Prüfung des Rieselfeldgeländes und des benachbarten Geländes vor der Inbetriebnahme auf Bodenbeschaffenheit, Grundwasserstand und -bewegung sowie Beschaffenheit des Grundwassers.
2. Kontrolle der den Landflächen zugeführten Abwassermengen (Registriervorrichtungen an den Fördermaschinen der Pumpstationen, Beschickungsmeßteiche usw.).
3. Kontrolle des Rieselbetriebs an der Hand der Betriebsbücher.
4. Fortlaufende Kontrolle in bezug auf fäulnisunfähige Abflüsse.

5. Kontrolle des Gesamteffekts durch eingehendere chemische und bakteriologische Untersuchungen der Rohabwässer und der Drainwässer.
6. Kontrolle auf die eventuelle Notwendigkeit einer Vorreinigung, insbesondere Fettabscheidung, durch Untersuchung des Schlicks.
7. Bei Kopfdüngung Kontrolle auf Früchte, die auch ungekocht genossen werden können.
8. Kontrolle der Trinkwasserverhältnisse und des Gesundheitszustandes der Wärter und Arbeiter auf den Rieselfeldern.
9. Kontrolle auf Geruchsbelästigungen, Fliegen-, Ratten- und Mäuseplage.

Literatur zu XI:

1) Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, 1907.
2) Henneking, Abwässerreinigung mittels intermittierender Bodenfiltration in Nordamerika; Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung, Heft 12, 1909.
3) König, Die Verunreinigung der Gewässer. Springer, Berlin.
4) Bredtschneider u. Thumm, Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung, Heft 3, 1904.
5) Scoble, Die Reinigung von Abwässern durch Rieselei. Bericht an die „Royal Commission" in London. Surveyer, 1906, S. 448 u. ff.
6) Kolkwitz, Mykologie und Reinigung der städtischen und der Zuckerfabrikabwässer; Handbuch der technischen Mykologie von Lafar, 1906, Bd. III, Kap. 15 und Tafel X.
7) Calmette, L'épuration biologique et chimique des eaux d'égout, Bd. 2, 1907, Paris.
8) Schmidtmann, Vierteljahrsschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Sanitätswesen, 1908, Bd. 35, 3. Folge, S. 341.
9) Musehold, Arbeiten aus dem Kaiserlichen Gesundheitsamt, Bd. XVII, Heft 1, 1900.
10) Gerlach, Mitteilungen der Deutschen Landwirtschaftl. Gesellschaft, 1907, Stück 18 und 19; Gerlach, Jahresbericht der Landwirtschaftl. Versuchsstation Posen, 1898/99.
11) Wulsch, Die landwirtschaftliche Verwertung der städtischen Kanalwässer nach dem Vorbilde von Eduardsfelde bei Posen, Verlag Decker & Co., Posen; Wulsch, Gesundheits-Ingenieur, 1908, Nr. 35.
12) Thiesing, Mitteilungen der Landwirtschaftl. Gesellschaft, 1900, Stück 37.
13) Herzfeld, Gesundheitsz. der Bevölk. a. d. Rieselg. d. Stadt Berlin 1899, S. 11.

XII. Hauskläranlagen.

Unter Hauskläranlagen sollen die für einzelne Gebäude oder Anwesen vorgesehenen Reinigungsanlagen verstanden werden; sie kommen in Frage, wenn ein Kanalanschluß der Gebäude, der sonst, wie oben erwähnt, die beste Art der Abwässerbeseitigung darstellt, aus irgendeinem Grunde vorläufig oder dauernd nicht möglich ist. Im folgenden sollen die wichtigsten Reinigungsverfahren in ihrer Anwendung auf solche Fälle kurz besprochen werden. Die Errichtung solcher Anlagen innerhalb oder in der Nähe bewohnter Gebäude macht in erster Linie die Vermeidung von Geruchsbelästigungen erforderlich; ferner sollen die Anlagen, den Umständen entsprechend, möglichst wenig Wartung beanspruchen. Die Vorreinigung der Abwässer (Brauchwässer mit Fäkalien) erfolgt aus diesen Gründen sowie wegen des Ausgleichs des sehr ungleichmäßigen Zuflusses gewöhnlich in geschlossenen Faulräumen (Faulgruben aus Mauerwerk oder in eisernen Behältern), die zweckmäßig (s. oben) in mehrere Abteilungen geteilt sind (vgl. Fowler [1]). Über die Entwicklung der Faulgruben, von den Bordeauxgruben ausgehend, und über grundlegende Untersuchungen an derartigen Anlagen haben Roth und Bertschinger (vgl. Kapitel VIII [2]) eingehend berichtet. Der Vorläufer



der in Bordeaux errichteten Gruben ist der Automatic Scavanger des Abtes Moigno in Paris aus dem Jahre 1860; vergl. hierzu Dunbar [2].

Die Möglichkeit der Übertragung der Betriebsergebnisse auf deutsche Verhältnisse hat Kröhnke in der Gesundheit [3] besprochen. Die in Deutschland verbreitetsten Ausführungsweisen (System Brix, ferner Zencker u. Quabis und zahlreiche andere) zeigen typische mehrkammerige Faulräume. Bemerkenswert ist die Anordnung der ersten Abteilung, wie z. B. bei dem Klärkessel von Happ, Zürich (Fig. 87), derart, daß die Fäkalien durch die abstürzenden Klosettwässer zertrümmert und ausgelaugt werden, wodurch die Faulung beschleunigt wird. Zur Erzielung fäulnisunfähiger Abflüsse wird aber (wie auf S. 243 erwähnt ist) fast immer eine vom Einzelfall abhängig zu machende Verdünnung derselben mit indifferentem Wasser (Wasserleitungswasser oder aufgespeichertes Regen- bzw. Oberflächenwasser) erforderlich. In vielen Fällen werden sich auch gewöhnliche Absitz-

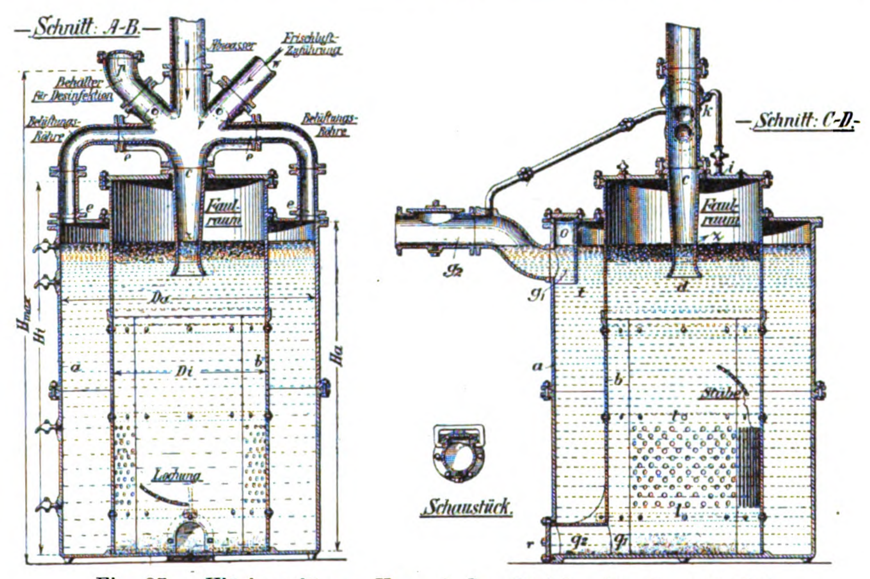


Fig. 87. „Klärkessel" von Happ & Co., Zürich. (ca. $^1/_{40}$ nat. Gr.)

anlagen mit mehrstündiger Aufenthaltsdauer zum Ausgleich der Zuflüsse und selbsttätiger Schlammabscheidung nach einem darunter befindlichen Schlammreduktionsraum (z. B. Emscherbrunnen, Kremer-Imhoffbrunnen usw.) mit Vorteil verwenden lassen, wobei Geruchsbelästigungen ebenfalls sicher vermieden werden können.

Für eine notwendige weitergehende Reinigung sind künstliche biologische Körper (vgl. Lübbert [4]) und Landbehandlung, die z. B. durch Herzberg in zahlreichen Fällen mit schönem Erfolg zur Anwendung gebracht worden ist, die gebräuchlichsten Verfahren. Chemische Klärung ist gewöhnlich zu umständlich und kostspielig, besonders auch wegen der dabei zu beseitigenden größeren Schlammenge. Biologische Füllkörper, die, wie oben erwähnt, wegen geringerer Geruchsbelästigung und Vermeidung der Fliegenplage Tropfkörpern gegenüber im Vorteil sind, eignen sich nur, wenn eine sorgfältige Wartung (durch Gärtner, Hausdiener) gewährleistet ist.

Tropfkörper müssen zum Schutz gegen Geruchsbelästigung und Fliegenplage überbaut werden. Fig. 88 zeigt das Schema einer Hauskläranlage mit Faulraum und Tropfkörper. Für genügende Luftzuführung und Entlüftung (durch Kamin) ist zu sorgen.

Der Behandlung der Abwässer auf Land steht nichts entgegen, wenn die Flächen mindestens 100 m vom Haus entfernt liegen und die auf ihnen geernteten Früchte nicht ungekocht zum menschlichen Genuß kommen. In der Nähe bewohnter Gebäude gelangt bei durchlässigem Untergrund vielfach die sogenannte Untergrundberieselung zur Anwendung. Das vorgereinigte Abwasser wird mittels Drainleitungen in ca. 1 m Tiefe im Untergrund verrieselt. Da die Schmutzanhäufungen hauptsächlich im Bereich der Verteilungsröhren vor sich gehen, ist eine sorgfältige Vorreinigung

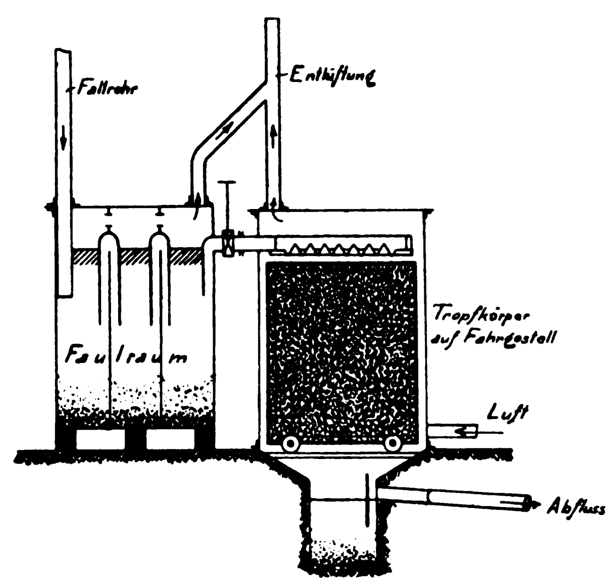


Fig. 88. Schema einer biologischen Hauskläranlage.

der Wässer anzustreben, um eine Verschlammung des Untergrundes nach Möglichkeit zu verhindern. Die Verteilungsröhren, die zugleich auch die für die Regenerierung des Bodenfilters nötige Luft zuführen müssen, dürfen nicht zu eng gewählt werden; sie werden aus den gleichen Gründen vorteilhaft in gröberes Kiesmaterial eingebettet.

Die hygienische Kontrolle erfolgt im einzelnen sinngemäß wie bei den Verfahren im großen.

Literatur zu XII:

1) Fowler, Small Sewage Installations (Referat Weldert, Technisches Gemeindeblatt, 1909, Nr. 20).
2) Dunbar, Gesundheit, Febr. 1900, Nr. 3.
3) Kröhnke, Über Spülabortgruben, Gesundheit, 1901, Nr. 10.
4) Lübbert, Die Abwasserreinigung im Kleinbetrieb. Gesundheits-Ingenieur, 1909, Nr. 26 und 27.
5) Salomon, Die städtische Abwässerbes. in Deutschl. II, S. 783. Fischer 1907.

XIII. Gewerbliche Abwässer und ihre Behandlung.

Uber allgemeine Gesichtspunkte betreffs der Beschaffenheit gewerblicher Abflüsse siehe S. 167.

Im übrigen gilt auch hier der Grundsatz, daß die Aufspeicherung der Abwässer im Wohnbereich tunlichst zu vermeiden ist und daß ihre möglichst rasche Ableitung durch die Kanäle die beste Beseitigungsart darstellt. Bei allen gewerblichen Abwässern ist die unmittelbare Ableitung aber nicht ohne weiteres möglich, und zwar einerseits mit Rücksicht auf die Erhaltung der Kanäle, andererseits mit Rücksicht auf die spätere Reinigung der Abwässer in der zentralen Reinigungsanlage. Es ist daher dringend zu raten, gewerbliche Abwässer stets nur widerruflich bzw. unter dem Vorbehalt ihrer Vorbehandlung im Bedarfsfalle in die städtischen Kanäle aufzunehmen. In bezug auf die Kanäle kann in Betracht kommen: die vorherige Abkühlung der Abwässer auf etwa 35 ^{0} C, die vorherige Abscheidung von Fettstoffen, Faserstoffen usw., die mit den Schmutzstoffen zusammen festhaftende Beschläge an den Kanalwänden herbeiführen, und ferner bei sauren Abwässern die vorherige Abstumpfung der Säure (durch Kalk oder dgl.). Auf den Strecken, auf denen saure gewerbliche Abwässer zugeleitet werden könnten, bietet die Wahl säurefesten Materials (Steinzeug, gesinterter Ton, Asphalt u. dgl. insbesondere für die Fugenfüllung) den sichersten Schutz. Störungen der zentralen Reinigung der Abwässer lassen sich am besten vermeiden durch gute Vermischung der gewerblichen Abwässer mit den häuslichen, durch möglichst gleichmäßige Ableitung der ersteren während der Tagesstunden und durch entsprechende Gestaltung der Vorreinigung der zentralen Kläranlage (große Faulräume usw.). Bei kleineren Kanalisationen kann auch die Ableitung der gewerblichen Abwässer in den Nachtstunden und deren abgesonderte Behandlung in der Kläranlage unter Umständen von Vorteil sein.

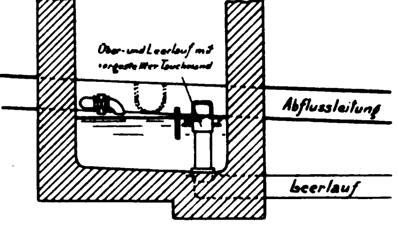


Fig. 89. Kontrollschacht zur Entnahme von Durchschnittsproben (schematisch).

Auf den Fabrikgrundstücken Anlagen für eine weitergehende Reinigung zu verlangen, wie dies z. B. in England der Fall ist, dürfte als verfehlt anzusehen sein. Die Vorbehandlung der Abwässer auf dem Grundstück ist als Notbehelf anzusehen und deshalb auf das allernotwendigste zu beschränken. Es ist hierbei vielfach zweckmäßig, in größeren industriellen Betrieben diejenigen Abwässer, die eine Behandlung vor ihrer Ableitung erfordern, von den übrigen abzutrennen. Kann der Betrieb nicht entsprechend örtlich gruppiert werden, so empfiehlt sich die Anlage von Parallelkanälen (leicht zugängliche nebeneinander angeordnete Gerinne), die eine beliebige Zusammenfassung einzelner Abwasserarten gestatten. Notwendig ist, daß die in das städtische Kanalnetz abzuführenden Abwässer fortlaufend kontrolliert werden können. Hierzu ist in der Ableitung die Anlage eines Kontrollschachtes erforderlich. Zweckmäßig sind Kontrollschächte nach Fig. 89 zur Unterbringung von Behältern bzw. Einrichtungen zur automatischen Entnahme von Durchschnittsproben.

Die folgenden Ausführungen über die Behandlung und Reinigung gewerblicher Abwässer sollen sich, dem Rahmen der vorliegenden Abhandlung

entsprechend, nur auf die wichtigsten Grundzüge und auf die wichtigeren gewerblichen Abwässer beschränken. Dies erscheint auch insofern gerechtfertigt, als außer den die Sedimentation betreffenden Feststellungen über die weitergehende Reinigung gewerblicher Abwässer bislang wenig bekannt geworden ist (vgl. König [1], Schiele [2], Benedict [3]). Im Gegensatz zu den Reinigungsverfahren für städtische Abwässer befinden sich die Verfahren für eine weitergehende Reinigung gewerblicher Abwässer noch im Anfangsstadium. Für einzelne Wässer sind brauchbare Reinigungsmethoden überhaupt noch nicht bekannt, und die Hauptgesichtspunkte müssen vor Errichtung größerer Anlagen erst durch Vorversuche gewonnen werden.

Hinsichtlich der Untersuchung der gewerblichen Abwässer vergl. Kapitel II, ferner Kapitel XIV [2]. Im einzelnen ist hier noch zu sagen, daß bei Ausführung der Fäulnisprobe stets auch die Reaktion des zu prüfenden Wassers vor und nach der Bebrütung festgestellt werden muß; wird hierbei eine saure Reaktion ermittelt, so ist die Probe mit Soda oder einem anderen Alkali alkalisch zu machen und der Fäulnisprobe auch in dieser Form zu unterziehen (vgl. hierzu das über die Stärkefabrikabwässer Gesagte).

Schlachthofabwässer.

Die Abwässer aus Schlachthöfen sind von erheblicher Bedeutung, da sie fast in jeder Stadt in Frage kommen. Zur Beurteilung der im einzelnen Falle in Betracht kommenden Abwassermenge sei erwähnt, daß auf jede Schlachtung etwa 0,4—0,6 cbm Wasser gerechnet werden kann. Durch bauliche Anordnung [13] muß Vorsorge getroffen werden, daß infektionsverdächtige Abwässer (und auch die festen Abgänge) für sich gesammelt und desinfiziert werden können. Die übrigen Schlachthofabwässer werden, wo Kanalisation vorhanden ist, am einfachsten dieser zugeführt. Vor Einleitung in die Kanalisation und vor der Vermischung der Schlachthofabwässer mit den auf dem Schlachthof anfallenden häuslichen Abwässern ist es notwendig, größere Suspensionen (wie Gewebe, Därme usw.) durch Rechen, Tauchwände u. dergl. zunächst zurückzuhalten. Auch empfiehlt sich die vorherige Abscheidung der Fettstoffe durch Fettfänger, z. B. durch Kremer-Apparate, und zwar ohne gleichzeitige Abfangung von Sinkstoffen, wodurch Verengerungen der Kanäle vermieden werden bei gleichzeitiger nutzbringender Verarbeitung des abgeschiedenen Fettes zur Talgfabrikation.

Wo Kanalanschluß fehlt, erfolgt eine notwendig werdende weitergehende Reinigung der abgetrennten Schlachthofabwässer am besten mittels chemischer Fällungsmittel (mit Eisensulfat entweder allein oder in Verbindung mit schwefelsaurer Tonerde). Hierbei werden die Blut- und Eiweißsubstanzen ausgefällt und bei guter Sedimentation klare, entfärbte und fast geruchlose Abflüsse erlangt (vgl. [4]). Die Abflüsse können nach Bedarf auf Land oder in künstlichen biologischen Körpern weiter behandelt werden.

Ohne Fällungsmittel gelingt die Sedimentation wegen der Blut- und Eiweißstoffe schlecht. Kalk eignet sich nach Guerin und Rolants [4] nicht, da er die Entwicklung von Ammoniak und anderen Gasen hervorruft.

Faulungsanlagen sind für die Vorbehandlung im allgemeinen nicht rationell, da die Wässer relativ langsam in Fäulnis übergehen.

Bezüglich der Beseitigung von Abdeckereiabwässern, die in ihren Eigenschaften und in ihrem Verhalten viel Verwandtes mit den Schlachthofabwässern aufweisen, vgl. Thiesing [22].

Gerbereiabwässer.

Gerbereiabwässer erfordern besondere Aufmerksamkeit wegen ihres hohen Gehaltes an organischen Stoffen, wegen ihres Kalk- und Schwefelnatriumgehaltes und ihres Gehalts an Gerbstoffen. Am besten werden die Abwässer in gleichmäßigem, auf die Tagesstunden verteiltem Strom den städtischen Kanälen zugeführt. Doch können auch hierbei sowohl in der Kanalisation wie in der zentralen Reinigungsanlage Mißstände entstehen. Treffen z. B. die Schwefelnatrium enthaltenden Gerbereiabwässer mit den sauer reagierenden Abwässern einer chemischen Fabrik oder mit in Gärung befindlichen, also sauer reagierenden Bierbrauereiabwässern zusammen, so kann dies eine derartige Entbindung von Schwefelwasserstoff zur Folge haben, daß ernstliche Geruchsbelästigungen in den Straßen sich bemerkbar machen können. Um derartiges zu vermeiden, ist es das beste, für die Gerbereiabwässer und für die sauer reagierenden Abwässer verschiedene Zeiten für ihre Einleitung in die städtischen Kanäle vorzuschreiben, so daß dadurch ein Zusammentreffen dieser Wässer vermieden wird.

In der zentralen Kläranlage kann sowohl der Kalkgehalt der Äscherwässer wie der Gehalt der Abwässer an Gerbstoffen Schwierigkeiten bereiten, insbesondere wenn es sich um die Behandlung der Abwässer in einer künstlichen biologischen Anlage handelt. Derartigen Schwierigkeiten muß durch eine Vorbehandlung auf dem Fabrikgrundstücke — Entkalkung der Äscherwässer; mechanische Vorreinigung der die Gerbstoffe enthaltenden Abwässer —, eventuell durch eine Ableitung der betreffenden Schmutzwässer zu bestimmten Zeiten und durch besondere Behandlung dieser Wässer in der zentralen Anlage begegnet werden; vergl. hierzu Chorley in Bredtschneider und Thumm [15] und Colne und Failsworth in Schiele [2]. Es empfiehlt sich deshalb, den Anschluß von Gerbereiabwässern nicht bedingungslos zu gestatten, sondern die Möglichkeit einer Vorbehandlung der Abwässer auf den Fabrikgrundstücken vorzuschreiben. Hierfür ist unter Umständen die Trennung der Abwässer der einzelnen Operationen (der Waschwässer, der Äscherwässer, die zur Entfernung der Haare dienen, der Wässer der eigentlichen Gerbung, sowie der Färbung) empfehlenswert.

Schwierig gestaltet sich die Frage der Beseitigung der Gerbereiabwässer, sofern diese einem Vorfluter direkt überwiesen werden sollen. Dabei ist zu beachten, daß, sofern die Vorflut eisenhaltig ist, infolge des Schwefelnatriumgehaltes der Abwässer eine Schwarzfärbung des Vorflutwassers durch das entstehende Schwefeleisen eintreten kann. Diese Schwarzfärbung braucht sich dabei nicht gleich an der Einleitungsstelle der Schmutzwässer bemerkbar zu machen. Ist nämlich das Eisen in der Vorflut, ehe die Gerbereiabwässer hinzukommen, als Oxyd vorhanden, so muß dieses erst zu Oxydul reduziert werden; erst dann erfolgt die Schwefeleisenbildung und damit die Schwarzfärbung des Vorflutwassers.

Eine rationell durchgeführte mechanische Behandlung der Abwässer bewirkt im übrigen etwa ebensoviel wie eine chemische Klärung. Für die weitere Reinigung eignen sich am besten Rieselanlagen oder auch zweistufige Füllkörper (bei täglich einmaliger Beschickung). Vor der künstlichen biologischen Reinigung ist der in den Gerbereiabwässern enthaltene Ätzkalk, eventuell durch Rauchgase (Marsson), zu entfernen. Über die Behandlung der Gerbereiabwässer vgl. im übrigen Dunbar und Thumm [16], ferner Eitner [17].

Brauereiabwässer.

Die Brauereiabwässer stellen gewissermaßen ein sehr dünnes Bier dar; sie setzen sich aus den Einweichwässern und den verschiedensten Arten von Spülwässern zusammen; ihre Konzentration schwankt in den verschiedenen Tagesstunden in weiten Grenzen. Bei der Aufbewahrung unterliegen die Bierbrauereiabwässer je nach den bestehenden Verhältnissen entweder einer mit der Bildung organischer Säuren einhergehenden Gärung oder einer mit dem Auftreten von Schwefelwasserstoff verbundenen Fäulnis (vgl. das bei den Stärkefabrikabwässern Gesagte).

Die Einleitung der Abwässer in die städtischen Kanäle ist ihre beste Beseitigungsart. Hierbei empfiehlt es sich, die Brauereiabwässer möglichst frisch abzuleiten. Sauer reagierende Wässer können, wenn sie mit schwefeleisenhaltigen Wässern (auch schwefelnatriumhaltigen Abwässern aus Gerbereien) zusammentreffen, durch Entbindung von Schwefelwasserstoff zu Geruchsbelästigungen (durch Gasaustritt aus den Kanälen) Anlaß geben (vgl. Schiele [2]). Für die Reinigung von Bierbrauereiabwässern eignen sich am besten Rieselfelder bei entsprechender Vorbehandlung. Für letztere hat sich die Faulung als ungünstig erwiesen; geeigneter erscheint eine chemische Vorklärung. Ferner kann man mit Sicherheit sagen, daß sich die Brauereiabwässer durch die künstlichen biologischen Verfahren reinigen lassen. Abgeschlossene Erfahrungen liegen zwar noch nicht vor, doch scheint das Füllverfahren leistungsfähiger als das Tropfverfahren und scheinen eisenhaltige Materialien nicht so gut wie eisenfreie zu sein (vgl. auch [16] und [18]).

Stärkefabrikabwässer.

Bei der Herstellung der Kartoffelstärke [20], die hier allein besprochen werden soll, entstehen zwei Arten von Abwässern, die verhältnismäßig harmlosen Kartoffelwaschwässer und dann die eigentlichen Schmutzwässer, die Fruchtwässer, Pülpeabwässer usw. Die Kartoffelwaschwässer enthalten vorwiegend erdige Bestandteile und können nach Abfangung dieser Stoffe in Absitzanlagen einfachster Art einem Vorfluter meistens ohne weiteres dann überantwortet werden. Die übrigen Abwässer, die noch viel Stärke mit sich führen, gelangen in besondere Schlammteiche; das Wasser fließt ab, und der abgesetzte Schlamm wird meistens in der Mitte und am Ende der Kampagne auf Stärke verarbeitet.

Diese letztgenannten Wässer sind hoch konzentrierte Abwässer, die neben reichlichen Mengen an Stickstoffsubstanzen viel Kali und Phosphorsäure enthalten. Charakteristisch für diese Abwässer ist ihr Verhalten bei ihrer Aufbewahrung. Hierbei entstehen organische Säuren, Milchsäure usw., in solchen Mengen, wie sie keine andere Abwasserart — die Abwässer von Flachsrotten vielleicht ausgenommen – aufzuweisen vermögen. Setzt man zu solchen sauer reagierenden Stärkeabwässern irgendein Alkali, z. B. Kalk, Soda, Ammoniak und dergl., so tritt eine andere Art der Zersetzung ein: das Wasser wird übelriechend, Schwefelwasserstoff entsteht, es fault, und alle Zeichen der bei städtischen Abwässern bekannten Fäulnis machen sich bemerkbar. Dasselbe beobachtet man, wenn man Stärkefabrikabwasser z. B. einfachen biologischen Füllkörpern zuführt. Die Säure wird dem Rohabwasser hierbei genommen, die Füllkörperabflüsse reagieren neutral oder schwach alkalisch und faulen bei ihrer Aufbewahrung nach, sofern ihnen

durch die geübte Behandlung die fäulnisfähigen Stoffe nicht genommen worden sind.

Die Einleitung von Stärkefabrikabwässern in städtische Kanäle kann erfolgen, sofern dabei die bei den Bierbrauereiabwässern besprochenen Gesichtspunkte Beachtung finden. Im übrigen stellt auch hier das Rieselverfahren die beste Beseitigungsart für die Stärkefabrikabwässer dar. Nach Versuchen, über die von Zahn [9] berichtet worden ist, können Stärkefabrikabwässer auch mit dem Füllverfahren (am besten durch feine Schlacke und Sand) genügend gereinigt werden; dabei hat sich eisenfreies Material im allgemeinen geeigneter erwiesen als eisenhaltiges. Bei diesen Versuchen wurden auch ohne Verdünnung der Rohabwässer mit reinem Wasser gärungs- und fäulnisunfähige Abflüsse erzielt (vgl. Rolants [10]); auch zeigte sich bei ihnen, daß organische Säuren, im Gegensatze zu anorganischen, den biologischen Prozeß nachteilig nicht zu beeinflussen vermögen.

Für Brennereiabwässer empfiehlt sich dagegen für die Vorbehandlung nach Calmette [11] die Ausfaulung, bisweilen auch eine vorherige Verdünnung der Abwässer mit reinem Wasser; für die weitergehende Behandlung kommt fast nur die Rieselei in Frage.

Zuckerfabrikabwässer.

Die einwandfreie Beseitigung der Zuckerfabrikabwässer begegnet seit vielen Jahren den größten Schwierigkeiten; einmal sind es die erheblichen Abwassermengen, die selbst bei verhältnismäßig kleinen Betrieben recht bedeutende sein können, sodann ist es die Art des Anfalls der Schmutzwässer — nur in den Wintermonaten —, die diese Schwierigkeiten verursachen. Bei der Feststellung der Einwirkung von Zuckerfabrikabwässern auf eine Vorflut ist in bezug auf den zuletzt genannten Punkt zu beachten, daß auch noch nach Abschluß der Kampagne eine Verunreinigung der Vorflut beim Räumen der Fabrikschlammteiche möglich sein kann.

Die Zuckerfabrikabwässer gehören, wie z. B. auch die Stärkefabrikabwässer, in die Gruppe derjenigen gewerblichen Abwässer, die eine doppelte Art der Zersetzung und zwar sowohl eine durch organische Säuren bedingte Gärung wie eine wirkliche Fäulnis aufzuweisen vermögen. Bezüglich der Art der Feststellung der Fäulnisfähigkeit dieser Wässer sei deshalb auf das auf S. 296 Gesagte verwiesen.

Da die Zuckerfabriken nur selten in der Nähe größerer Städte belegen sind, kommt die Zuführung der Fabrikabwässer zu den städtischen Kanälen als Beseitigungsart nur ausnahmsweise in Frage. Wegen der großen Menge der Fabrikabwässer und wegen ihrer besonderen Eigenschaften ist dabei sowohl auf die Kanalisation selbst wie auf die zentrale Kläranlage Rücksicht zu nehmen. Bei einer sauren Reaktion der Zuckerfabrikabwässer können innerhalb der Stadt in gleicher Weise wie bei der Beseitigung der Gerbereiabwässer gegebenenfalls Geruchsbelästigungen hervortreten, und die Reinigung der städtischen Abwässer kann infolge der Zuführung der Fabrikabwässer erschwert und die der Zuckerfabrikabwässer andererseits wieder erleichtert werden. Günstig liegen die Verhältnisse, wenn z. B. die Zuckerfabrikabwässer der Kanalisation eines Badeortes zugeführt werden sollen. Die Hauptmenge der städtischen Abwässer entsteht in diesem Falle in den Sommermonaten, in denen die Zuckerfabrik Abwasser nicht erzeugt,

und in den Wintermonaten, in denen die Zuckerfabrik arbeitet, ist die Menge der städtischen Abwässer wieder eine geringe.

Bei den Zuckerfabrikabwässern empfiehlt es sich, sämtliche Abwässer abzutrennen, für welche eine einfachere mechanische Reinigung genügt. So lassen sich z. B. die erheblichen Mengen von Rübenwaschwässern nach Abfangung der Rübenschwänze durch Siebanlagen (Schwanzfänger, Rienschsche Scheiben u. dergl.) und nach Abscheidung der erdigen Stoffe in Absitzanlagen (Teichen) im Betriebe wieder verwenden. Die Schnitzelpreß- und Diffusionswässer erfordern dagegen eine weitergehende Reinigung. Für diese Wässer gilt als beste Reinigungsmethode die Rieselei oder die intermittierende Bodenfiltration; hierbei ist zu beachten, daß in gewissen Zeitabständen die Schlammrückstände entfernt werden, damit der Kalk und die organischen Substanzen den Boden nicht verfilzen. Die künstlichen biologischen Verfahren haben sich in der Praxis nicht bewährt. Zurzeit geht das Bestreben dahin, die schwieriger zu reinigenden Abwasserarten einzuschränken oder vollständig in den Betrieb zurückzunehmen, indem man z. B. von der Diffusionsmethode, die einerseits eine höhere Ausbeute und ein reineres Produkt bietet, dafür aber durch größere Abwassermengen nachteilig ist, mehr oder weniger wieder abkommt und zu den Auslaugmethoden zurückkehrt, wie z. B. bei dem Steffenschen Brühverfahren (Zuckerfabrik Stendal), bei dem Pfeiffer-Bergreenschen Verfahren (Zuckerfabriken Gommern, Wendessen, Schottwitz), bei dem Hyros-Rack-Verfahren (Zuckerfabrik Schafstedt) und bei dem Verfahren von Classen (Zuckerfabrik Dormagen [6]).

Bezüglich des zur Reinigung von Zuckerfabrikabwässern empfohlenen Humatverfahrens s. S. 254; in betreff der staatl. Abwasserkommission s. S. 159.

Molkereiabwässer.

Molkereiabwässer sind im großen und ganzen nichts anderes wie stark verdünnte Milch; sie zersetzen sich entweder unter Bildung von Milchsäure oder unter Schwefelwasserstoffentwicklung (s. Stärkefabrikabwässer).

Der Einleitung von frischen Molkereiabwässern in städtische Kanäle stehen Bedenken im allgemeinen nicht entgegen.

Sollen diese Abwässer einem Vorfluter zugeführt werden, so ist es nach den vorliegenden Erfahrungen notwendig, sie mechanisch vorzureinigen und alsdann noch möglichst frisch dem Vorfluter zu übergeben, da sich gefaulte Abwässer, trotzdem sie teilweise abgebaut sind, als nachteilig erwiesen haben. Zur Hintanhaltung der Fäulnis wird daher bisweilen ein Zusatz von Chlorkalk zu den zu behandelnden Abwässern empfohlen. In einzelnen Fällen hat man auch schon mit Erfolg versucht, die Milchwässer abzutrennen, so bei dem Verfahren von Hamilton mittels Zusatz von Ätzkalk und Natronsilikat (vgl. auch [7]).

Nach Kattein und Schoffs [8] können Molkereiabwässer durch das biologische Verfahren befriedigend behandelt werden, und zwar soll das Tropfverfahren dem Füllverfahren hierbei überlegen sein.

Das Rieselverfahren stellt im übrigen die beste Reinigungsart für die Molkereiabwässer dar. Bei der Neuanlage von Molkereien sollte man gleichzeitig auch auf den Erwerb ausreichender, zur Unterbringung der Abwässer dienender Landflächen bedacht sein.

Abwässer aus Zellulose- und Papierfabriken.

Bei den Zellulosefabrikabwässern, die ihrer Menge und Be-

schaffenheit nach zu den schlimmsten gewerblichen Abwässern gehören, ist in wirtschaftlicher Hinsicht die Abfangung der Fasern zweckmäßig, die infolge ihrer Mengen und in Verbindung mit den sog. gelösten organischen Stoffen in der Vorflut Schlammbildungen und Pilzwucherungen (Sphaerotilus) verursachen. Nach Angaben von Hofer (München) kann die Sphaerotilusentwicklung durch Aufstau des Vorfluters oder durch stoßweises Ablassen der Abwässer unter Umständen eingeschränkt werden. Bei günstigen Verdünnungsverhältnissen kann aber auch eine möglichst gleichmäßig verteilte Ableitung der entfaserten Wässer in die Vorflut zwecks weitgehender Verdünnung der organischen Stoffe geboten sein.

Um die erheblichen Mengen fäulnisfähiger Stoffe, die entweder einer Gärung oder einer Fäulnis unterliegen können, aus den Abwässern direkt zu beseitigen, kann man sich, von dem Rieselverfahren abgesehen, zurzeit nur der teuren Eindampfung bedienen. Zelluloseabwässer können im übrigen durch Landbehandlung beseitigt werden, sofern sie mit städtischen Abwässern in reichlicher Menge vermischt sind und die in ihnen enthaltene freie schweflige Säure vorher unschädlich gemacht worden ist. Im einzelnen vgl. Pritzkow [21].

Die aus Papierfabriken stammenden Abwässer sind im Vergleich zu den Zellulosefabrikabwässern harmlose Schmutzwässer. Nach Abscheidung der Fasern durch Stoffänger (Füllner-Filter, Schuricht-Filter) und nach eventueller Behandlung in Absitzanlagen können diese Wässer in vielen Fällen der Vorflut überantwortet werden, ohne daß durch ihre Einleitung Mißstände befürchtet zu werden brauchen.

Nicht so harmlos sind die in den Pappefabriken anfallenden Schmutzwässer, die große Mengen fäulnisfähiger Stoffe enthalten können. Aus diesem Grunde gelingt es deshalb meistens nicht, z. B. durch ein Füllner-Filter die Faserstoffe auszuscheiden. Die Abwässer werden in Absitzanlagen gesammelt, und die abgeschiedenen Fasern werden zugleich mit der Hauptmasse des Wassers in den Betrieb zurückgenommen. Der Überschuß an Wasser fließt der Vorflut zu und kann nach Versuchen von Thumm auf chemisch-biologischem Wege befriedigend gereinigt werden. Die beste chemische Klärung gibt nach diesen Versuchen Kalk in Verbindung mit Eisenvitriol; Kalk allein führt ebensowenig zum Ziel wie Eisenvitriol allein; Ferrisulfat ist als alleiniges Fällungsmittel aber brauchbar. Durch intermittierende Sandbehandlung (durch Chorleyfilter, s. S. 278) kann das überschüssige Eisen und die Fäulnisfähigkeit der Wässer beseitigt werden.

Abwässer aus der Textilindustrie.

Je nachdem die Betriebe mehrere Artikel oder nur Spezialartikel umfassen, sind die Abwässer verschieden; vgl. Adam [19]. Meistens handelt es sich um wenig konzentrierte Abwässer, die entweder gar nicht oder nur in geringem Maße fäulnisfähig sind. Oft enthalten die Wässer chemische, aus den Operationsprozessen herrührende Beimengungen, die fällende Eigenschaften besitzen, wodurch in Absitzanlagen eine über das übliche Maß hinausgehende Wirkung erzielt werden kann. Im allgemeinen ist für die erfolgreiche Behandlung eine Trennung der Abwässer in der Weise erforderlich, daß gleichartige Abwässer zusammengefaßt und so behandelt werden, daß das in ihnen enthaltene noch verwertbare Material zurückgewonnen wird. In letzterer Hinsicht kommt insbesondere in Frage die Abscheidung der



Faserstoffe (Lehmannscher Fasernfänger) sowie der Fettstoffe. Die Entfernung dieser Stoffe ist in jedem Fall geboten, gleichgültig, ob die Abwässer städtischen Kanälen oder besonderen Reinigungsanlagen zugeführt werden. Für die Fettabscheidung können bei Waschwässern Fettfänger genügen, bei konzentrierten Wollwaschlaugen empfiehlt sich unter Umständen Chemikalienzusatz (Zusatz von Schwefelsäure).

Färbereiabwässer werden am besten mit anderen Abwässern möglichst vermischt. Die vollständige Entfärbung von Farbwässern ist meist schwierig und nur auf chemischem Wege (s. S. 247) zu erreichen. Entsteht hierbei ein sehr feinflockiges Sediment, das sich nur schwer zu Boden setzt, so können nach den Versuchen von Thumm durch Rieselung über künstlich aufgeschichtete Materialien, also auf physikalisch-chemischem Wege, grobflockige Ausscheidungen, die sich z. B. durch einfache Sandfilter leicht abscheiden lassen, erhalten werden; dieses gilt sowohl für zahlreiche Farbbrühen wie auch für manche andere, chemische Zuschläge enthaltende Abwässer (z. B. für gerbstoffhaltige Wässer). Hinsichtlich des Schicksals von Farbwässern in städtischen Kanälen vgl. S. 167.

Das Rieselverfahren und die künstlichen biologischen Verfahren kommen als Reinigungsmethoden für Textilabwässer, von Einzelfällen abgesehen [2], im allgemeinen nicht in Frage. Dies gilt auch für den Fall, wenn sie in beträchtlichen Mengen städtischen Abwässern beigemischt sind. Kommt eine weitergehende Reinigung im Einzelfalle einmal in Betracht, so erscheint das Kohlebreiverfahren an erster Stelle hier am Platze und zwar etwa in ähnlicher Durchbildung wie in Köpenick.

Beizereiabwässer.

Bei Eisenbeizen handelt es sich gewöhnlich um säurehaltige Abwässer, die mit Kalkzusatz oder Eisenspänen behandelt werden. Das entstehende Eisenoxydul wird durch reichliche Belüftung in Eisenoxyd umgewandelt. In Messingbeizereien — z. B. in Barmen — wird der durch Eisen ausgeschiedene Kupferschlamm — Wolfholzsches Verfahren — auf Kupfer verarbeitet.

Hat der betreffende Vorfluter ein größeres Säurebindungsvermögen, so kann man bisweilen die säurehaltigen Abwässer ohne weiteres in den Fluß ableiten. Im übrigen ist zu bemerken, daß Beizereiabwässer auch gute Fällungsmittel für andere Abwässer abgeben, z. B. für Farbwässer. In England werden Beizereiabwässer vielfach eingedampft, um die Säure wieder zu gewinnen.

Abwässer aus Ammoniakfabriken und aus Kokereien.

Diese Abwässer sind vor allem wegen ihrer, durch Ätzkalk bedingten, starken Alkaleszenz für die Vorflut sehr nachteilig. Weniger schädlich sind nach den Feststellungen von Marsson die in den Abwässern enthaltenen Cyan- und Phenolverbindungen. Nach den Versuchen von Weldert ist eine rationelle Vermischung mit indifferentem (reinem Wasser) in Verbindung mit Sedimentation und entsprechende Ableitung eine gute Beseitigungsart dieser Abwässer. Auch die Berieselung ist bisweilen zur Ausscheidung des Kalkes mit Erfolg angewandt worden (z. B. bei Kokereien im Sulzbachtal).

Über die Verwendung der Abwässer für Staubbindungszwecke vgl. Weldert [5].

Kohlenwaschwässer.

Die Reinigung der Kohlenwaschwässer läßt sich insofern nutzbringend gestalten, als durch die Abscheidung der Kohleteilchen wertvolles Material zurückgewonnen werden kann und das von Kohle befreite Wasser, sofern sein Salzgehalt kein zu hoher ist, zum Waschen weiterer Kohlenmengen wieder Verwendung finden kann.

Die Beschaffenheit der Wässer hängt von der Beschaffenheit der Kohle, insbesondere von ihrem Schwefelgehalt ab; Kohlenwaschwässer enthalten zwar durch ihren Gehalt an Kohle organisches Material, aber keine fäulnisfähigen Stoffe. Für die Reinigung genügen Absitzanlagen bei allerdings bisweilen mehrstündiger (etwa vierstündiger) Aufenthaltsdauer, weil die feinsten Kohleteilchen langsam sedimentieren. Notwendig ist dabei die Einrichtung einer möglichst bequemen Entfernung des abgeschiedenen Kohlenschlammes. Zweckmäßig erscheint die Ausgestaltung der Absitzbecken mit Schlammentwässerungsdrainagen auf der Beckensohle (wie z. B. bei der Anlage der Zeche Hagenbeck bei Essen nach Imhoff und Lagemann), um nach Ablassen des Beckens den Schlamm entwässern zu können. Solche Einrichtungen (vgl. Müller [14]) sind im übrigen für alle gewerblichen Abwässer brauchbar, die leicht drainierbaren, also z. B. rein mineralischen, nicht zu tonigen Schlamm führen; die Anwendung derartiger Einrichtungen kann weiter ins Auge gefaßt werden, wenn man z. B. typischen Abwasserschlamm in reinem Wasser (s. S. 324) sich zersetzen lassen und das Produkt in dem Zersetzungsraume gleichzeitig auch stichfähig erhalten will.

Literatur zu XIII:

1) König, Die Verunreinigung der Gewässer, Bd. I und II.
2) Schiele, Abwasserbeseitigung von Gewerben und gewerbereichen Städten. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung, Heft 11, Berlin 1909.
3) Benedict, Die Abwässer der Fabriken. Sammlung chemischer und chemisch-technischer Vorträge I.
4) Guerin u. Rolants, „Les abattoirs ruraux et leur assainissement“; Revue d'Hygiène 1908, Bd. 30, S. 942—951.
5) Weldert, Über Staubbindung auf Straßen durch gewerbliche Abwässer. Vierteljahresschrift für gerichtliche Medizin und öffentl. Sanitätswesen 1909, 3. Folge, XXXVIII, 1.
6) Staatliche Kommission zur Prüfung der Reinigungsverfahren von Zuckerfabrikabwässern. Bericht über die Arbeiten derselben in der Kampagne 1908/09, Zeitschrift des Vereins der Deutschen Zuckerindustrie, September 1909; ferner 6 weitere Berichte der staatl. Kommission (1899 bis inkl. 1910); desgl. Zeitschrift d. Vereins d. Zuckerindustrie, 1908, S. 431 u. 447.
7) Hamilton, Klärung von Molkereiabwässern. Molkereizeitung, Hildesheim 1904, Nr. 18.
8) Kattein u. Schoofs, Reinigung von Molkereiabwässern durch das Oxyd-Verfahren. Milchzeitung, Leipzig 1903, 32. Jahrg., Nr. 7 u. 8.
9) Zahn, Versuche über die Reinigungsmöglichkeit von Stärkefabrikabwässern durch das biologische Verfahren. Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung, Berlin 1908, Heft 10.
10) Rolants, Biologische Reinigung der Abwässer von Stärkefabriken. Revue d'Hygiène 1905, Nr. 27, S. 97.
11) Calmette, Untersuchungen über die biologische und chemische Abwasserreinigung, II. Bd., Paris 1908.
12) Kolkwitz u. Pritzkow, Gutachten über die Abwasser- und Vorflutverhältnisse der Zellulosefabrik Czulow bei Kattowitz, 1908, Heft 10 der Anstaltsmitteilungen.
13) Schwarz, Bau, Einrichtung und Betrieb öff. Schlacht- u. Viehhöfe. Springer, 1898.

14) Müller, Klärung von Zechenabwasser im Emschergebiet. Glückauf 1910, Nr. 40.
15) Bredtschneider u. Thumm, Mittlgn. d. Prüfungsanst. Heft 3.
16) Dunbar u. Thumm, Beitrag z. derz. Stand der Abwasserfrage. Oldenbourg 1902.
17) Eitner, Reinigung d. Gerbereiabw. n. d. biol. Verfahren. Der Gerber 1906, Nr. 765/7.
18) Wilson, Report upon Brewing 1904; Experiments in the Purification of Brewery Refuse 1904; Report upon Purification of Brewery Refuse at Highfield Brewery. Shepley, 1909.
19) Adam, Der gegenwärtige Stand der Abwasserfrage, dargestellt für die Industrie, unter besonderer Berücksichtigung der Textilveredlungsindustrie. Vieweg, 1905.
20) Saare, Die Fabrikation der Kartoffelstärke. Berlin 1897, Springer.
21) Pritzkow, Z. f. ger. Med. 1910, Heft 3, S. 145.
22) Thiesing, Heft 139 der Arb. der D. L. G.

XIV. Klärrückstände, ihre Untersuchung, Behandlung, Beseitigung bzw. Verwertung.

Die Frage der Schlammbehandlung und -beseitigung ist oft schwieriger zu lösen als die der Abwasserreinigung. Sie bedarf deshalb bereits vor der Errichtung von Abwasserreinigungsanlagen der eingehendsten Erwägung.

Über die Mengen der bei den einzelnen Verfahren anfallenden Klärrückstände, deren Wassergehalt usw., sowie über die Notwendigkeit der genauen fortlaufenden Messung der Rückstände ist bereits bei den einzelnen Verfahren Erwähnung getan worden.

Die Untersuchung des Schlammes. Wassergehalt und Schlammvolumen.

Für die bei der Untersuchung von Schlamm in Gebrauch befindlichen Analysenmethoden gilt das, was früher im allgemeinen über die zur Untersuchung des Abwassers dienenden Methoden ausgeführt worden ist (vgl. S. 169). Für die Entnahme von Schlammproben hat das an der gleichen Stelle über die Art der Entnahme von Abwasserproben Gesagte Gültigkeit. Die Entnahme von Einzelproben und ihre Untersuchung ist also ebenso unentbehrlich wie die Gewinnung einwandfreier Mischproben und die Feststellung ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften. Einzelproben wird man vor allem dann entnehmen und untersuchen, wenn es sich z. B. um die Ermittlung der Beschaffenheit der Schwimmdecke eines Faulraums handelt, oder wenn die Beschaffenheit einer Schlammablagerung in einem Vorfluter ermittelt werden soll, Fälle, in denen der Schlamm an seiner Oberfläche ganz andere Eigenschaften wie in seinen tieferen Schichten aufweisen kann und ein fehlerhaftes Bild über die tatsächlich bestehenden Verhältnisse bei Herstellung einer Mischprobe und deren Untersuchung erhalten würde. Anders liegen die Verhältnisse, wenn z. B. ein Gesamturteil über die in einer Reinigungsanlage anfallende Schlammenge gewonnen werden soll; hier ist bei der Untersuchung des Schlammes auf die Gewinnung möglichst zutreffender Durchschnittsproben besonders Wert zu legen. Je nach der Art der Schlammentfernung aus der Reinigungsanlage entnimmt man nicht zu kleine Einzelproben (einige Liter), die zu einer Gesamtprobe vereinigt werden. Aus der letzteren wird nach ihrer sorgfältigen Durchmischung die Durchschnittsprobe (mehrere Liter) für die Untersuchung entnommen. Je nach der Herkunft und der in Aussicht genommenen Behandlung bzw. Verwendung des Schlammes ist die Untersuchung auf die entsprechenden Stoffe auszudehnen.

So wäre z. B. bei Schlamm aus der Schwimmdecke eines Faulraums, in welcher erfahrungsgemäß (siehe S. 239) Milch- und Buttersäuregärung sich abspielen können, auch hierauf zu untersuchen.

Jeder Schlamm sollte — in analoger Weise wie bei der Untersuchung des Abwassers (siehe S. 169) — auf die Natur der vorhandenen organischen Stoffe untersucht werden. Bislang beschränkte man sich meist nur auf Bezeichnungen wie stinkender, erdiger, modrig riechender Schlamm usw., ohne den Grad der Zersetzung, in dem sich der Schlamm befindet, analytisch festzulegen. Da der Schlamm an sich eine konzentrierte Form von Schmutzstoffen darstellt, liegen die Verhältnisse für die Feststellung bestimmter Stoffe günstiger wie beim Abwasser.

Die Feststellung, ob ein Schlamm fäulnisfähige Stoffe enthält oder nicht, hat teils direkt, teils nach Ansäuerung des Schlammes zur Entfernung des an Eisen gebundenen Schwefelwasserstoffs zu erfolgen. Dieser würde nämlich bei der Bebrütung des Schlammes durch die sich bildenden reichlichen Kohlensäuremengen entbunden werden, wodurch eine Täuschung bezüglich der Fäulnisfähigkeit des Schlammes unterlaufen könnte, welch letzere ohne weiteres nicht vorhanden zu sein braucht. Da wasserarmer Schlamm fäulnisfähige Stoffe enthalten kann, die infolge Fehlens genügender Wassermengen bei der Bebrütung unter Umständen in Fäulnis nicht übergehen, so empfiehlt es sich, die Faulprobe nicht nur mit dem Schlamme selbst, sondern auch mit dem mit reinem Wasser entsprechend verdünnten Schlamme, gegebenen Falles unter Zusatz von Salzen, z. B. von Kochsalz (s. S. 319), anzustellen. Tritt bei der Bebrütung eine saure Reaktion des Schlammes ein, so ist die Faulprobe unter Zusatz entsprechender Mengen von Alkalien (s. S. 298) zu wiederholen. Im übrigen scheint auch der Verbrauch eines Schlammes an Nitraten bei der Bebrütung ein wertvoller Indikator zur Feststellung der Natur des Schlammes und seines Zersetzungsgrades zu sein, wie z. B. überhaupt alle für das Abwasser in Betracht kommenden, in dieser Richtung sich bewegenden Methoden auch bei der Untersuchung des Schlammes gegebenenfalls sinngemäße Verwendung finden können.

Auch für die Untersuchung von Schlamm aus einer Vorflut erscheint die Anwendung derartiger Methoden wertvoll, da durch diese an Stelle der seither üblichen allgemeinen Geruchsbezeichnungen analytisch ermittelte Zahlenwerte gegebenen Falles gesetzt werden können.

Bei Schlamm aus gewerblichen Abwässern ist die Untersuchung auf spezielle Stoffe einfacher, weil letztere gewöhnlich chemisch-analytisch leichter nachweisbar sind. Über die Art der im Einzelfalle zu ermittelnden Stoffe vergl. Farnsteiner, Buttenberg und Korn [2].

Für wissenschaftliche Feststellungen kann auch unter Umständen die Ermittlung der Art und Menge der vorhandenen Schwefelverbindungen in Betracht kommen. Endlich kann es von Vorteil sein, nicht nur den Schlamm, so wie er in der Praxis anfällt, chemisch zu untersuchen, sondern auch den bebrüteten Schlamm in gleicher Weise zu prüfen.

Die bakteriologische Schlammuntersuchung hat sich im Bedarfsfalle sowohl auf die Ermittlung des Keimgehaltes wie auf die Fahndung spezifischer Bakterienarten zu erstrecken; dabei ist zu beachten, daß die Hauptmenge der Bakterien nach Spitta [16] nicht im Abwasser selbst, sondern in den ungelösten Stoffen und damit also im Schlamme vorhanden ist.



Hinsichtlich der mikroskopisch-biologischen Schlammuntersuchung siehe Kolkwitz.

Im übrigen ist noch folgendes auszuführen. In vielen Fällen handelt es sich in chemischer Beziehung zunächst um die Bestimmung des Wassergehaltes. Dieser wird durch Trocknung des Schlammes bei 100° C bis zur Gewichtskonstanz als Differenz des ursprünglichen und des Endgewichts erhalten.

Wie die Schlammvolumen bei verschiedenem Wassergehalt sich verhalten, läßt sich außerdem rechnerisch unmittelbar angeben. Während z. B. bei einem Schlamm von 98 Proz. Wassergehalt das Gesamtvolumen das Fünfzigfache der Trockenmenge beträgt, beläuft es sich bei einem Schlamm von 95 Proz. nur auf das Zwanzigfache, bei einem Schlamm von 90 Proz. nur auf das Zehnfache, bei 80 Proz. Wassergehalt nur auf das Fünffache und bei 50 Proz. Wassergehalt nur noch auf die doppelte Menge der Trockenmasse. Die Abnahme des Schlammvolumens bei abnehmendem

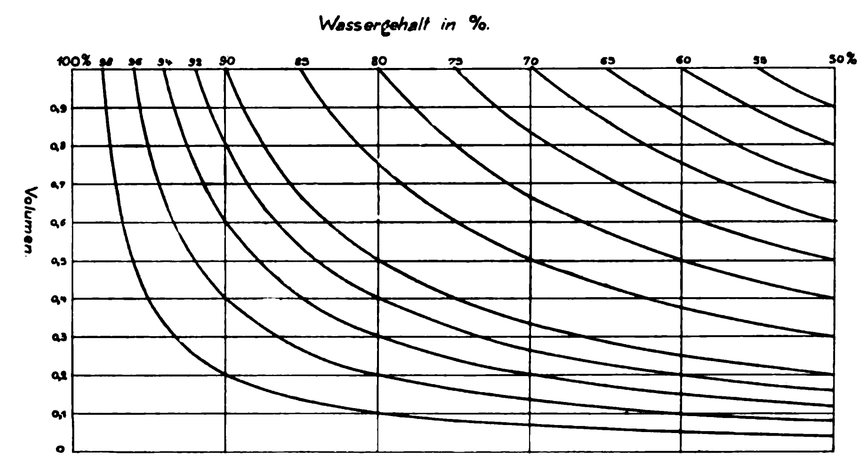


Fig. 90. Wassergehalt und Schlammvolumen.

Wassergehalt ist in Fig. 90 graphisch zum Ausdruck gebracht. Man erkennt hieraus als wichtigsten Faktor für die Schlammbehandlung die Verminderung des Wassergehaltes bzw. die Schlammtrocknung. Der Wassergehalt eines Schlammes steht im übrigen nicht immer in direktem Verhältnis zu seiner Leichtflüssigkeit. Die letztere ist vielmehr auch von der Natur der ungelösten Schlammbestandteile in weitgehendem Maße abhängig.

Die Untersuchung der Trockensubstanz.

Hierbei sind in jedem Falle die mineralischen und die organischen Bestandteile sowie der Fettgehalt zu bestimmen. Die ersteren werden als Glührückstand erhalten. Die Fettbestimmung erfolgt im Laboratorium gewöhnlich durch Ätherextraktion (vgl. König [1], Farnsteiner [2]). Die Feststellung des Fettgehaltes ist besonders wichtig. Nach Große-Bohle [3] wird die wasserbindende Eigenschaft des Schlammes hauptsächlich durch hohen Fettgehalt desselben begünstigt, d. h., daß ein von Fett in genügendem Maße befreiter Schlamm sein Wasser leichter absetzt. Das störende Zu-

sammenbacken des Schlammes beim Trocknen soll ebenfalls durch Fett verursacht werden.

Brennbarkeit und Heizwert des Schlammes.

Um einen Anhaltspunkt zu gewinnen, ob es empfehlenswert ist, den Heizwert eines Schlammes durch Verbrennung oder Gasgewinnung nutzbar zu machen, bestimmt man den Aschenrückstand. Als günstig kann man es bereits bezeichnen, wenn der Aschengehalt unter 40 bis 50 Proz. beträgt. Allgemein betrachtet, ist hier Schlamm aus Trennsystemen solchen aus Mischsystemen überlegen, weil letzterer — besonders wenn im Entwässerungsgebiet viel chaussierte Straßen liegen — an mineralischen Stoffen gewöhnlich reicher ist. Schlamm aus Fällungsanlagen mit brennbarem Fällungsmittel, z. B. Kohlebreischlamm, besitzt natürlich einen größeren Brennwert. Gefaulter Schlamm ist durch den mit der Faulung verbundenen Verlust an organischer Substanz gewöhnlich heizwertärmer.

Die direkte Heizwertbestimmung erfolgt kalorimetrisch, z. B. in der Berthelot-Bunteschen Bombe.

Landwirtschaftliche Verwertung des Schlammes.

Welchen Wert ein Schlamm in landwirtschaftlicher Beziehung besitzt, ergibt sich aus seinem Gehalte an Pflanzennährstoffen (Stickstoff, Phosphorsäure und Kali). Eine eingehende Untersuchung des Schlammes auf seinen landwirtschaftlichen Wert erstreckt sich im übrigen auf die Bestimmung von Ammoniak, Asche, Kali, Kalk, Phosphorsäure (gesamte und lösliche), auf Stickstoff und Trockensubstanz. Betreffs der Untersuchungsmethoden vgl. König [1]. Im allgemeinen hat die Erfahrung gelehrt, daß frischer Schlamm trotz seines höheren Stickstoffgehaltes von den Pflanzen nicht gut vertragen wird, daß vielmehr der Schlamm erst einer gewissen Zersetzung, d. h. Lagerung bedarf, ehe er für die Pflanzenernährung mit Erfolg zur Anwendung gebracht wird.

Die Kenntnis des Gehaltes des Schlammes an den genannten Stoffen gestattet jedoch noch nicht eine abschließende Beurteilung des Dungwertes, Beim Vergleich mit dem Handelswert von künstlichem Dünger und dessen Zusammensetzung ist vor allem zu beachten, in welcher Form der Stickstoff vorhanden ist. Am zweckmäßigsten erfolgt der Vergleich mit Chilisalpeter, der pro kg N 1,20 M kostet und der, weil wasserlöslich, den Stickstoff in leicht erschließbarer Form enthält. Ob sich nun die Verwendung eines Schlammes von bestimmtem Stickstoffgehalt als Düngemittel lohnt, läßt sich darnach beurteilen, wie sich der Preis etwa einer entsprechenden Menge von Chilisalpeter zu den eventuellen Trocknungskosten des nassen Schlammes einschließlich der Transportkosten nach der Verwendungsstelle verhält. Gewöhnlich ergibt sich hierbei die Überlegenheit des künstlichen Düngers. Eine Ausnahme kann eintreten, wenn die Schmutzstoffe mit den gesamten Abwässern auf Rieselfelder oder dergleichen gelangen (vgl. Rieselfelder und Eduardsfelder Spritzverfahren).

In England wird der Dungwert von Schlamm (insbesondere aus chemischen Fällungsanlagen) bisweilen recht hoch eingeschätzt (vgl. Ashton [4]).

Andererseits darf aber nicht außer acht gelassen werden, daß Klärschlamm für die Zwecke der Bodenmelioration unter Umständen von

großem Wert sein kann, wenn überhaupt keine Ackerkrume oder nur eine ungenügende vorhanden ist.

Schlammbehandlungs- bzw. Entwässerungsverfahren.

Die meisten Schlammunterbringungsverfahren bedingen oder bezwecken eine Reduktion des Wassergehaltes. Es sind nur wenige Fälle, die hier eine Ausnahme bilden, so das Versenken der Schlammrückstände in das Meer bei einzelnen amerikanischen und englischen Küstenstädten. Auch diesem Verfahren stehen anscheinend Nachteile entgegen; so hat man in einzelnen Fällen eine nachteilige Beeinflussung der Fauna des Meeres, insbesondere der Austern beobachtet.

Ein weiteres Verfahren ohne Schlammtrocknung ist die Benützung von Auffüllgelegenheiten bei alten Steinbrüchen, Gruben und dergleichen.

Verfahren der Schlammentwässerung bzw. -behandlung gibt es zurzeit bereits zahlreiche; sie unterscheiden sich im einzelnen durch die Art der gleichzeitigen oder nachfolgenden Verwertung des Schlammes.

Bei frischem Schlamm von hohem Wassergehalt widersteht das Wasser, insbesondere bei einem höheren Gehalt an Fett (s. oben) und an organischen kolloidalen Substanzen, der freiwilligen Absonderung. Der Schlamm ist schwer drainierbar. Die Entfernung des Wassers aus frischem Schlamm ohne wesentliche bzw. beabsichtigte Veränderung seiner Trockensubstanz kann erreicht werden:

1. durch Trocknung des Schlammes infolge natürlicher Verdunstung des Wassers,
2. durch Mischung des nassen Schlammes mit Material von großem Wasseraufnahmevermögen (Absorption),
3. durch künstliche Erwärmung,
4. durch Pressen,
5. durch Zentrifugieren,
6. durch elektroosmotische Spaltung.

Diesen direkten Verfahren stehen diejenigen Verfahren gegenüber, bei welchen eine Veränderung bzw. Zerstörung der Trockensubstanz absichtlich herbeigeführt wird; hierher gehören:

7. die Schlammentfettung,
8. die Reduktion des organischen Schlammes auf biologischem Wege unter Luftabschluß (Fäulnis),
9. die Oxydation des organischen Schlammes auf biologischem Wege unter Luft- bzw. Sauerstoffzutritt oder künstlich durch Feuer (Verbrennen, Ent- und Vergasen).

Zwischen diesen systematisch abgegrenzten Gruppen 1—6 und 7—9 sind natürlich auch Übergänge vorhanden.

1. Natürliche Trocknung.

Wie erwähnt, spielt hierbei die natürliche Verdunstung des Wassers die Hauptrolle. Die Absonderung des Wassers durch Drainagen ist dabei sehr gering. Die Frage, ob zur Trocknung frischen Schlammes Drainagen überhaupt erforderlich sind, läßt sich abschließend nicht beantworten. Denselben ist wohl insofern eine günstige Wirkung zuzusprechen, als die durch sie zugeführte Luft eine teilweise Abtrocknung der Schlammschicht von unten her bewirkt. Günstig wirkt ferner lufthaltiger (lockerer) Boden, der



Feuchtigkeit leicht absorbiert, z. B. trockener Sandboden mit tiefem Grundwasserspiegel.

Zur Beschleunigung der Verdunstung muß man dem Schlamm eine große Oberfläche geben, d. h. ihn in möglichst geringer Schichthöhe ausbreiten. Die Verdunstung selbst ist abhängig von dem Feuchtigkeitsgehalt der Luft und von der durch Wind bewirkten Erneuerung bzw. Abführung der Luftschicht über dem Schlamm. Um die Faktoren der Verdunstung nur für die Schlammtrocknung nutzbar zu machen, ist eine Ableitung des Regenwassers über dem Schlamm (gewöhnlich durch entsprechende Flechtwerkbauten usw.) zweckmäßig.

Als Trockenplatz für frischen gewöhnlichen Schlamm eignet sich demnach möglichst minderwertiges Gelände (Sandboden), das in der häufigsten Windrichtung exponiert liegt. Die Entfernung der Trockenplätze von Städten, Kurorten, Villenkolonien u. dgl. darf nicht zu gering sein wegen der Geruchsbelästigung, die frischer Schlamm, der leicht fäulnisfähig ist, verursachen kann. Da der wässerige Schlamm aus den Absitzanlagen nach den Schlammplätzen doch in der Regel künstlich gehoben werden muß, also hierfür bereits eine Maschinenanlage mit Druckrohr benötigt wird, bereitet eine etwas weitere Verlegung des Schlammplatzes keine nennenswerten Schwierigkeiten und Kosten. Die Trocknung des Schlammes bis zum Stichfestwerden dauert je nach der Jahreszeit und je nach der Schichthöhe einige Wochen bis einige Monate. Die Schichthöhe wird, wie erwähnt, zweckmäßig möglichst gering (nur wenige dcm) gewählt. Bei einer Schichthöhe von 3 dcm und einer Trocknungsdauer im Jahresdurchschnitt von 3 Monaten ist für jedes täglich anfallende Kubikmeter Schlamm eine Flächengröße von $\frac{3 \cdot 30}{0,3} = 300$ qm vorzusehen. Bei einer Schlammaufgabe von größerer Höhe (z. B. 1 m) spielen sich zu Anfang, besonders wenn der Schlamm sehr wasserhaltig ist, energische Zersetzungsprozesse und zwar sowohl Fäulnis- wie Gärungsvorgänge ab, wobei vielfach eine beträchtliche Temperaturerhöhung beobachtet wurde. Durch das allmähliche Abtrocknen der Oberfläche werden aber die Zersetzungsprozesse verlangsamt und bisweilen ganz aufgehoben, und es dauert verhältnismäßig lange, ehe der Schlamm eine einigermaßen handliche Form angenommen hat.

Selbst bei gleichem Wassergehalt verhalten sich die einzelnen Schlammarten in bezug auf Trocknung verschieden. Schlamm mit mehr mineralischen Beimengungen (z. B. aus gewerblichen Abwässern) trocknet leichter als solcher mit vorwiegend organischen Beimengungen. Kohlebreiklärschlamm trocknet ebenfalls rascher; auch Kalkklärschlamm und andere, durch chemische Zuschläge erhaltene Schlammsorten sind, wenn auch nicht in dem Maße wie der Kohlebreischlamm, der Lufttrocknung leichter zugänglich, da in diesen Schlammarten die die Trocknung erschwerenden Fettstoffe durch die beigefügten Chemikalien gebunden sind. Genauere Beziehungen lassen sich aber nicht angeben, da die Verhältnisse im einzelnen zu verschieden sind.

Das Abstechen und Abfahren des getrockneten Schlammes erfordert ein nicht zu weites Netz von Abfuhrwegen.

2. Schlammtrocknung durch teilweise Absorption des Wassers.

Stehen genügend große Flächen mageren Bodens zur Verfügung, so kann der dünnflüssige Schlamm direkt dorthin in ein zu diesem Zweck aus-

gehobenes Netz von Gräben bzw. Furchen gefördert werden. Durch Bedecken bzw. Unterpflügen erfolgt alsdann eine Durchmischung des Schlammes mit der trockeneren Ackerkrume (Schlammbeerdigung). Eine derartige Behandlung ist in Birmingham jahrelang geübt worden (s. Fig. 91). Man wird gegebenen Falles bei diesem Verfahren die Fettstoffe, die eine Verschlickung des Bodens herbeiführen können, bereits bei der Reinigung des Abwassers durch Fettfänger soweit wie möglich ausscheiden.

Das Verfahren bildet den Übergang zu den Methoden, bei welchen die Schlammtrocknung durch die Absorptionswirkung des zu diesem Zweck bei-

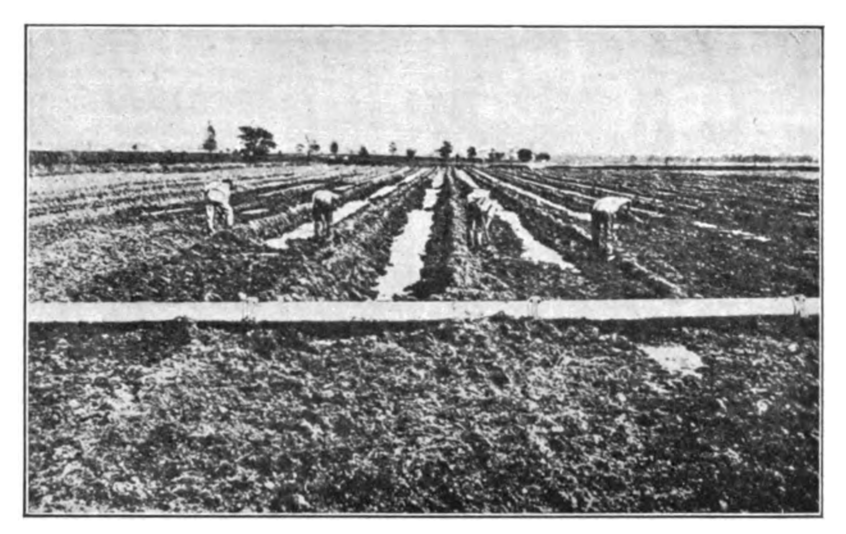


Fig. 91. Frühere „Schlammbeerdigung" in Birmingham.

gemischten Materials begünstigt wird. Die Verfahren dieser Art, die man auch als Kompostierung bezeichnet (vom lat. Compositum), sind sehr zahlreich, je nach der Wahl des Zusatzmaterials. Als solches wird verwandt: trockenes gesiebtes Müll, Straßenkehricht usw., auch anorganisches Material wie gewöhnliche trockene Erde, sehr häufig auch Kalkmergel und dergleichen.

Ebenso wichtig wie die Wahl eines relativ trockenen Zusatzmittels, ist eine möglichst reichliche Luftzufuhr. Man wählt daher die Breite der



Fig. 92. Kompostierung (schematisch).

Kompostlager nicht zu groß (nicht über ca. 3 m). Besser als in Gruben erfolgt deshalb die Kompostierung über dem Gelände zwischen luftdurchlässigen Einfriedigungen oder ohne letztere meist mit natürlichen Böschungen.

Zwischen schalenförmig angeordneten Lagen des Zusatzmaterials wird der wässerige Schlamm in dünnen Lagen (1—2 dcm) aufgebracht bis zu einer Gesamthöhe von ca. $1^1/_2$ m. Durch öfteres Umsetzen der einzelnen Haufen, entsprechend der in Fig. 92 angedeuteten Anordnung, wird die Trocknung beschleunigt. Zweckmäßig ist auch die Herstellung der Kompostie-

rungseinfriedigung aus losen Bohlen, die zwischen Pfosten aus T-Trägern eingestellt werden. Auch die gleichzeitige Verwendung verschiedenen Zusatzmaterials, z. B. von Kehricht und Kalk, ist bisweilen (z. B. in Gießen) mit Erfolg geübt worden.

Kompostierungsverfahren sind vielfach in Anwendung, so in Marburg, Gießen, Guben, Neustadt O.-Schles. und anderen Städten, und eignen sich für nicht zu erhebliche Schlammengen ganz gut.

Bei großen Schlammengen ist dagegen das Verfahren nicht leistungsfähig genug, auch zu umständlich, da es viel Handarbeit erfordert. Umständlich ist ferner das Ansammeln und Stapeln von genügendem Zusatzmaterial für Regenperioden (von Straßenkehricht z. B.).

In hygienischer Hinsicht ist anzustreben, daß die Arbeiter bei dem Aufbringen in Lagen und beim Bewegen des Materials mit dem Schlamm möglichst wenig in Berührung kommen.

Die Kostenfrage hängt davon ab, ob für das Endprodukt genügender Absatz vorhanden ist.

3. Schlammtrocknung durch künstliche Erwärmung.

Das Maß der Verdunstung des im Schlamm enthaltenen Wassers wächst mit steigender Temperatur. In der Industrie sind Trocknungsverfahren mittels künstlicher Wärmezufuhr seit langer Zeit in Anwendung.

Die Heizung erfolgt gewöhnlich in der Weise, daß Boden, Seiten- und Zwischenwände mit Hohlräumen (Heizkanälen) ausgestattet werden, durch welche die zur Verfügung stehende warme Luft oder die Heizgase geleitet werden.

Auf gewöhnlichen Klärschlamm konnte das Verfahren wegen der unvermeidlichen Geruchsbelästigungen bis jetzt nicht angewendet werden. Zur Milderung der letzteren empfiehlt es sich, den Schlamm mit gasebindendem Material (Torf, Braunkohle) zu mischen (s. unten).

Trocknungsverfahren mittels künstlicher Heizung sind wirtschaftlich nur durchführbar, wenn die Wärme als Nebenprodukt zur Verfügung steht (Kondenswärme, Abgase usw.). Eine Schlammtrocknungsanlage mit Verwertung von Abgasen besitzt z. B. die Kohlebreikläranlage in Elbing.

4. Die Trocknung mittels Schlammpressen.

Das Verfahren wird seit Jahrzehnten bereits bei Kalk- und Kohlebreikläranlagen geübt. Die verwandten Pressen sind in der Regel Filterpressen (Rahmen- bzw. Kastenpressen), deren Bauart seit langer Zeit in chemisch-technischen Betrieben gebräuchlich ist. Sie bestehen aus einem System von einzelnen Rahmen bzw. Hohlplatten, welche, mittels seitlicher Dorne oder Haken auf horizontalen Tragspindeln ruhend, zwischen zwei starken Kopfstücken, einem festen Kopfstück mit Fuß und einem beweglichen Kopfstück, gegeneinander gepreßt werden (s. Fig. 93). Das Zusammenpressen erfolgt mittels einer Schraubenspindel und einer kleinen hydraulischen Preßvorrichtung mit einem Druck von einigen Atmosphären.

Die Rahmen sind gewöhnlich quadratisch (ca. 1 m), aus Holz oder Eisen gefertigt. Als Filterflächen dienen die aus gelochtem oder fein kanneliertem Eisenblech bestehenden Rahmenflächen, welche mit einem Überzug aus einfacher oder doppelter Sackleinwand bekleidet sind. Man unterscheidet zwei Hauptanordnungen, Rahmenpressen und Kammerpressen (s. Fig. 93).

Die Rahmenpressen bestehen aus beiderseitig mit Filtertuch überzogenen ebenen Vollrahmen, zwischen welche leere Holzrahmen eingefügt sind. In die vorhandenen Hohlräume zwischen den einzelnen Vollrahmen wird der wässerige Schlamm unter einem Druck von wenigen Atmosphären

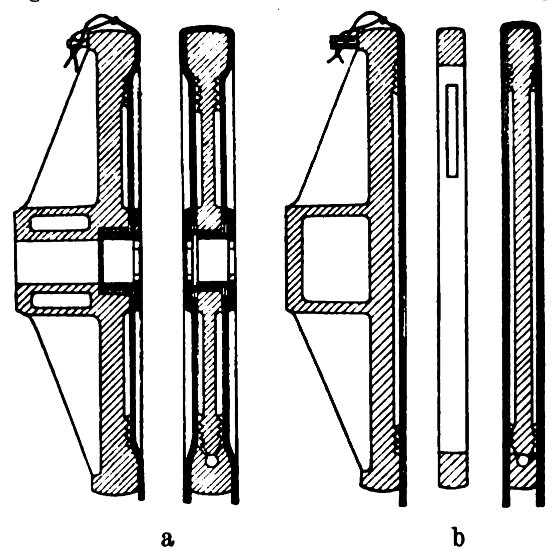


Fig. 93. Schlammpressen. a = Kastenpresse, b = Rahmenpresse. (1/20 nat. Gr.)

(gewöhnlich mittels Druckkessels) durch längliche in den Rahmen ausgesparte Schlitze eingepreßt. Das sich absondernde Wasser tritt durch die Filtertücher und durch die Ausflußöffnungen im unteren Teil der Vollrahmen aus.

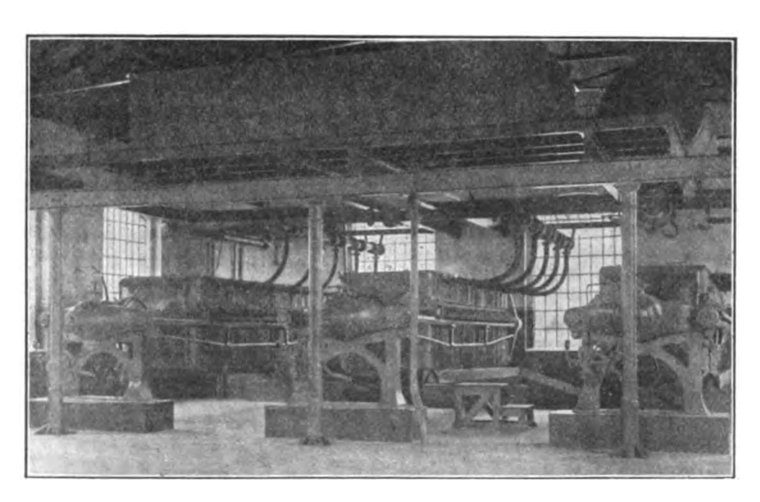


Fig. 94. Ansicht des Schlammpressenraumes der Kläranlage in Elbing.

Zur gleichmäßigen Aufgabe des Schlammes werden gewöhnlich die Hohlräume (Zellen), deren Anzahl 40—50 und mehr beträgt, in einzelne Gruppen zusammengefaßt (s. Fig. 94).

Bei den Kammerpressen gibt es nur Vollrahmen; der rings um die Filterfläche derselben laufende glatte Dichtungsrand ist derart erhaben, daß je zwei zusammenstoßende Platten eine Kammer bilden. Die einzelnen Platten sind gewöhnlich in der Mitte mit Öffnungen versehen, die bei geschlossener Presse eine durchgehende weite Schlammzuleitung bilden. Verstopfungen durch gröbere feste Teile sind hier leichter zu vermeiden als bei den schmalen Eintrittsschlitzen der Rahmenpressen.

Das verdrängte Schlammwasser tritt auch hier durch die Filtertücher hindurch und passiert die Austrittsöffnungen der einzelnen Platten.

Das Ablaufwasser muß stets in die Reinigungsanlage zurückgeleitet werden.

Die Kuchendicke beträgt ca. 25—40 mm. Für Stärken um 25 mm eignen sich Kammerpressen, für größere Stärken (um 40 mm) Rahmenpressen besser.

Die Pressung kann als beendet angesehen werden, wenn aus den Austrittsöffnungen nur noch wenig Wasser abläuft. Gewöhnlich läßt man die Presse noch einige Zeit (ca. 2 Stunden) stehen, ehe die Entleerung vorgenommen wird. Diese erfolgt in der Weise, daß man die durch eine Spindel zusammengepreßten Rahmen nach Zurückdrehen der Spindel einzeln auseinander schiebt und dabei die Schlammkuchen in eine unter der Presse angeordnete Mulde fallen läßt. Anklebende Schlammteile werden mit Holzmessern oder Schabern von den Filtertüchern abgetrennt. Füllen und Entleeren einer Presse erfordern zusammen ca. 4 Stunden Arbeitszeit und zwei Mann Bedienung (speziell für das Entleeren).

Eine Pressung liefert bei der gewöhnlichen Größe der Pressen 50 Kuchen à 4 cm Stärke = 2 cbm abgetrockneten Schlamm. Der Umfang der Wasserentziehung hängt von der Art des Schlammes ab; im günstigsten Fall erhält man Schlamm von ca. 60 Proz. Wassergehalt. Eine Presse kann täglich zweimal, bei Tag- und Nachtbetrieb dreimal entleert werden.

Die Trocknungskosten betragen für 1 cbm abgetrockneten Schlamm im Mindestfalle noch 2—2½ M (Tagelöhne, Verbrauch an Filtertüchern usw. einschl. Amortisation der Anlagekosten der Pressen ohne Gebäude).

Die Anwendung der Schlammpressen setzt voraus, daß der zu behandelnde Schlamm genügend preßfähig bezw. das ablaufende Wasser nicht derart ist, daß es die Filtertücher zusetzt.

Gewöhnlicher Schlamm erfüllt diese Vorbedingung meist nicht und bedarf zur Erzielung der Preßfähigkeit einer entsprechenden Zumischung von Kalk, Kohle oder dergl. zur Bindung des Fettes und der im Schlamme enthaltenen kolloidalen Substanzen, die gewöhnlich auf nassem Wege erfolgt.

Kalk- und Kohlebreiklärschlamm ist gewöhnlich an sich schon preßfähig; andernfalls kann die Preßfähigkeit durch weiteren Zusatz derjenigen Chemikalien, die auch zur Fällung benutzt worden sind, erreicht werden.

Dem Schlamm ist stets so weit das Wasser zu entziehen, daß er beim Herausfallen (während der Entleerung) wegen der damit für die Bedienungsleute verbundenen hygienischen Gefahr nicht aufspritzt. Außerdem sollten in weitgehendster Weise Vorkehrungen getroffen werden, um die Berührungsmöglichkeit der Bedienungsleute mit dem Schlamm herabzusetzen.

Wo Wärme zur weiteren Abtrocknung zur Verfügung steht, kann man daran denken, nach dem Abpressen des Wassers die Pressen unter Durch-

leitung von Heißluft als künstliche Trocknungsanlage zu benutzen, wie dies in chemisch-technischen Betrieben schon erfolgt.

5. Schlammschleuderung.

Man hat von Anfang an versucht, die in chemisch-technischen Betrieben usw. angewandten Schlammschleudern auch für die Abtrocknung von Abwasserklärschlamm nutzbar zu machen.

Die Schleuderapparate bestehen meist aus zylindrischen, um ihre vertikale Achse drehbaren Behältern.

Je nach der Umdrehungsgeschwindigkeit und der Schleuderdauer tritt in mehr oder weniger weitgehendem Maße eine Schichtung der einzelnen mechanisch vermengten Teile der eingebrachten Schlammasse in der Weise ein, daß die spezifisch schwersten Stoffe sich gegen den Mantel des Be-

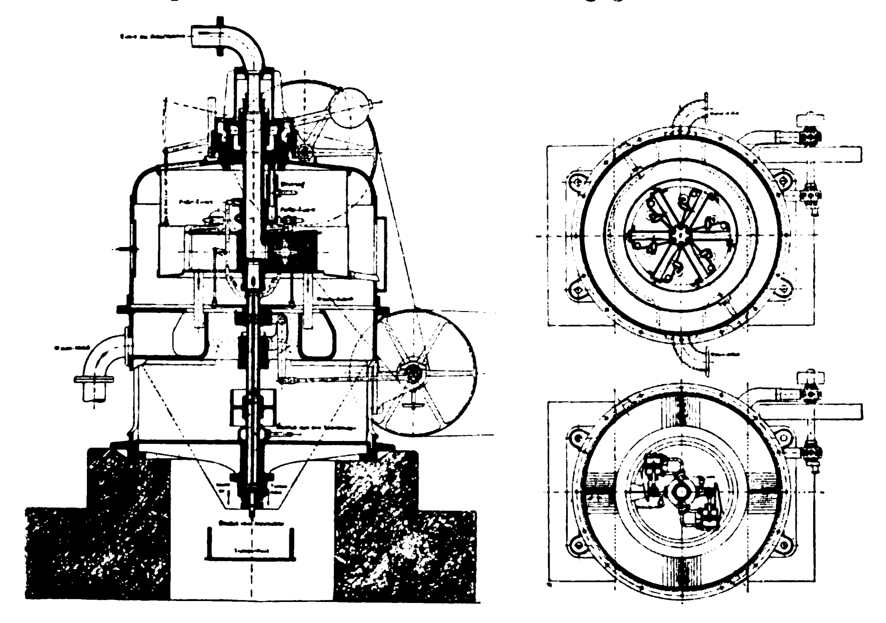


Fig. 95. Schlammschleuderapparat (Pat.) Schaefer-ter Meer. (ca. 1/50 nat. Gr.)

hälters lagern, während die leichteren Stoffe (Wasser und Fett) sich am nächsten um die Achse des Schleuderbehälters ansammeln.

Der für eine bestimmte Schlammart günstigste Betrieb wird am besten durch den Versuch ermittelt. Die älteren Schleuderkonstruktionen hatten durchweg den Nachteil, daß das Auspacken von Hand erfolgen mußte, wodurch das Verfahren für große Schlammengen nicht leistungsfähig genug und daher zu teuer war.

Notwendig ist, daß die Beschickung und die Entleerung der Apparate, d. h. das ganze Verfahren, möglichst selbsttätig erfolgt.

Dieser Forderung entspricht am besten der Schlammschleuderapparat Schäfer-ter Meer (D. R. P.), der auf Anregung des Stadtbaumeisters Schäfer in Frankfurt am Main von dem Direktor Dr.-ing. ter Meer der Hannoverschen Maschinenbau-Aktiengesellschaft vorm. Georg Egestorf in Hannover-Linden konstruiert wurde.

Derartige Apparate sind zurzeit in den Kläranlagen von Harburg a. E., Hannover und Frankfurt am Main in Anwendung.

Die Konstruktion der Apparate ist folgende (s. Fig. 95 und 96):

Auf einer axial zu dem umgebenden Mantelgehäuse angeordneten, senkrecht stehenden Welle ist die Schleudertrommel montiert. Der obere Teil der Welle ist als Schlammzutrittsrohr ausgebildet. Die Schleudertrommel (s. Fig. 95) hat einen Durchmesser von 750 mm und besitzt sechs radial angeordnete Zellen, welche im Innern mit in der Längsrichtung angeordneten geschlitzten Blechen ausgestattet sind. Die Bleche haben Schlitze von 10 mm Länge und 0,4—0,6 mm Breite. Jede Zelle hat 3 l Inhalt, so daß sich im günstigsten Fall pro Schleuderung 18 l entwässerter Schlamm ergeben. Alle sechs Zellen besitzen eine gemeinschaftliche innere und äußere Absperrvorrichtung (innerer und äußerer Ringschieber).

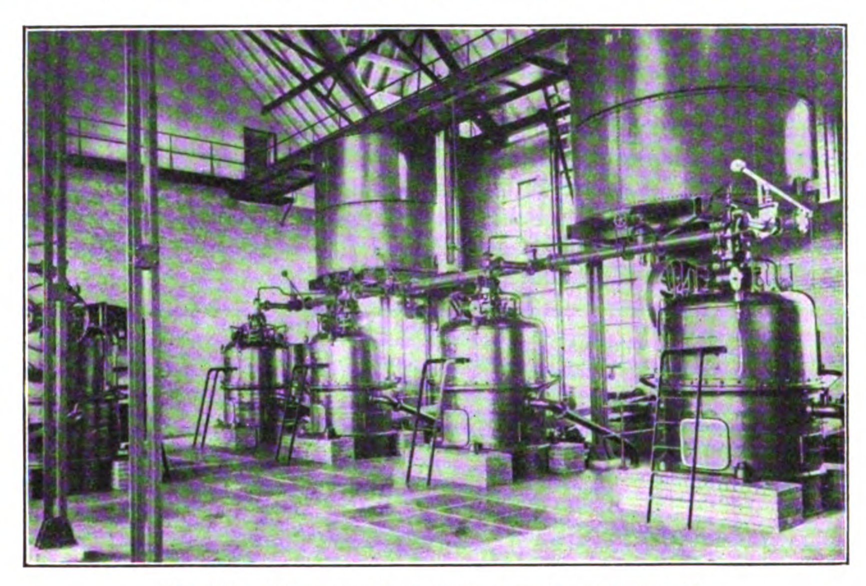


Fig. 96. Schlammschleuderanlage in Frankfurt a. M.

Die Vorrichtung ermöglicht einen kontinuierlichen Betrieb, bei welchem mit zwei sich stets wiederholenden Betriebsperioden gearbeitet wird. Während der ersten Periode findet der Eintritt des Klärschlamms in die Trommel und gleichzeitig das Abtrocknen des Schlamms durch Ausschleudern des Wassers statt. Nach eingetretener Abtrocknung werden am Ende der zweiten Periode die zurückgebliebenen festen Bestandteile aus der Schleudermaschine durch Ausschleudern, also selbsttätig, entfernt. Der rohe Schlamm wird in dem über den Apparaten angeordneten, mit Rührflügel ausgestatteten Behälter ständig in Bewegung gehalten und gelangt von hier automatisch in die Schleuder.

Über weitere konstruktive Einzelheiten siehe Reichle und Thiesing [5].

Für einen gesicherten Dauerbetrieb ist es notwendig, daß größere Schwimm- und Sinkstoffe schon vor oder in der Sedimentieranlage durch einen Rechen von nicht über 1 cm Stabweite abgefangen werden.

Die Apparate selbst sind sehr kräftig gebaut und bedürfen bei geregeltem Betrieb außer der Ingangsetzung, der zeitweisen Schmierung und einer zeitweiligen Reinigung fast keinerlei Wartung.

Die Leistungsfähigkeit der Apparate betrug nach den Versuchen von Reichle und Thiesing in Harburg [5] durchschnittlich 1,58 cbm Rohschlamm pro Apparat und Stunde; sie richtet sich nach der jeweils im Schlamm enthaltenen ausschleuderbaren Schmutzmenge.

Der für die Versuche benutzte Schlamm stammte aus einem Abwasser von mittlerer Konzentration (Trennsystem) und hatte einen Wassergehalt von 92 Proz. Bei Schlamm von höherem Wassergehalt ist die Leistungsfähigkeit pro Apparat und Stunde an Rohschlamm unter Umständen höher.

Die Ausbeute an geschleudertem Schlamm betrug durchschnittlich 175 kg pro cbm Rohschlamm.

Äußerlich war das geschleuderte Material ziemlich trocken und lose (krümelig). Der geschleuderte Schlamm hatte einen Wassergehalt von 69,7—74,2, durchschnittlich 72,5 Gew.-Proz. und bestand aus durchschnittlich 24,7 Gew.-Proz. mineralischen, im übrigen organischen Stoffen. Der durchschnittliche Gehalt an Fett betrug 8,5 Gew.-Proz. Bei dem geschleuderten Schlamm trat beim Stehenlassen an der Luft in offener Flasche bei 22° C unter Lichtabschluß keine Fäulnis ein.

Immerhin wird man den Schlamm wenigstens im Hochsommer vor intensiver Sonnenbestrahlung schützen müssen. Die Wirkung der Schleuderung ist aus der folgenden Zusammenstellung ersichtlich:

	Gesamtgewicht in kg	Wasser kg/Liter	Gesamttrockensubstanz kg	Asche kg	Organische Stoffe kg	hiervon Fett kg
Rohschlamm 1 cbm . .	1019	939,6	79,4	17,4	62	11,3
Geschleuderter Schlamm	175	126,9	48,1	11,9	36,2	4,1
Ablaufwasser	844	812,7	31,3	5,5	25,8	7,2

Danach konnten in diesem Fall durchschnittlich 60 Gew.-Proz. der Gesamttrockensubstanz des Rohschlammes ausgeschieden werden und zwar ca. $^2/_3$ der mineralischen und ca. die Hälfte der organischen Stoffe des Rohschlammes.

Das „Ablaufwasser“ stellte bereits bei seinem Ausfluß aus den Apparaten einen stark fauligen, intensiv nach Schwefelwasserstoff riechenden, schmutzigen, dünnflüssigen Schlamm dar und enthielt noch bis 4,5 Gew.-Proz. Trockensubstanz, die zu 91 Gew.-Proz. aus organischen und zu 9 Gew.-Proz. aus mineralischen Stoffen bestand.

In den zurzeit bestehenden Anlagen wird das Ablaufwasser in die Sedimentationsanlage zurückgeleitet. Ein Teil der Stoffe — Fett und mineralische Stoffe — wird hier zweifellos wieder zur Ausscheidung gelangen. Die im Ablaufwasser gelösten Stoffe werden aus der Sedimentieranlage in die Vorflut gelangen, indem sie natürlich den Kläreffekt etwas verschlechtern. Ob dies zulässig ist, muß im einzelnen Fall die Untersuchung des Vorfluters ergeben. Gestattet der Vorfluter eine derartige Mehrbelastung nicht, so muß das Ablaufwasser für sich einer weiteren getrennten Behandlung unterzogen werden. Hierfür können vornehmlich die Ausfaulung, gegebenen Falles diejenige in reinem Wasser (vergl. S. 324), und ferner auch die chemische Be-

handlung (Fällung mit geeigneten Beschwerungsmitteln) in Frage kommen. Der hierbei anfallende Schlamm kann den Schleudern wieder zugeführt werden.

Über die Behandlung des Schleuderablaufes stehen spezielle Versuche noch aus.

Bei einer weitergehenden Klärung der Gesamtabwässer durch biologische Körper oder Rieselfelder kommt natürlich eine abgetrennte Behandlung des Schleuderablaufes nicht in Frage.

Ein Schleuderapparat kostet mit sämtlichem Zubehör, aber ausschließlich der Kosten für die Baulichkeiten 22—25000 M.

Es ist sehr wahrscheinlich, daß die Schlammschleuderung, die bereits in ihren jetzigen Anfängen Befriedigendes leistet, noch weiter vervollkommnet werden kann und wird.

Vermutlich wird man auch ähnlich wie bei den Pressen durch geeignete Zusätze zu dem zu schleudernden Schlamm noch günstigere Effekte erreichen können.

6. Schlammentwässerung durch Elektroosmose.

Das elektroosmotische Verfahren wurde durch Schwerin für Klärschlamm in Vorschlag gebracht, nachdem es bereits für die Entwässerung von Torf auf einem Gut des Genannten in Ostpreußen praktisch erprobt worden war.

Entsprechende Versuche sind in den letzten Jahren durch Schwerin auf der Frankfurter Kläranlage in Niederrad angestellt worden. Die Ergebnisse sind bis jetzt noch nicht bekannt gegeben worden.

Das Verfahren beruht, ganz allgemein gesagt, auf der Tatsache, daß bei der elektrolytischen Behandlung des Schlammes das Wasser sich am negativen und die festen Stoffe am positiven Pol sammeln.

Wenn auch an der praktischen Anwendbarkeit des Verfahrens in bestimmten Fällen nicht zu zweifeln ist, so bleibt zunächst weiteren Versuchen die Ermittelung der finanziellen Seite vorbehalten.

7. Die Schlammentfettung (Fettgewinnung).

Der Vorschlag, zur leichteren weiteren Behandlung des Schlammes aus ihm die Fettstoffe zu entfernen und zu verwerten, ist schon vor einer Reihe von Jahren von verschiedenen Seiten gemacht worden.

Im Jahr 1899 hatte Bechold in Frankfurt am Main nachgewiesen, daß dort der frische Klärbeckenschlamm einen Fettgehalt von 3,4 bis 27 Proz. aufwies (vgl. Tillmans [6]). In größerem Maßstab wurde die Fettgewinnung nach dem Vorschlag von Degener (D. R. P. Nr. 122921 der Maschinenfabrik von Beck & Henkel) in Cassel im Jahre 1902 eingeführt und zwar durch Erhitzen des mit Schwefelsäure angesäuerten Schlammes auf ca. 100° C und Extraktion der getrockneten Schlammpreßkuchen durch Benzol bezw. später durch den schon bei 46—50° siedenden Schwefelkohlenstoff (vgl. Höpfner und Paulmann [7]). Nach Bechold und Voß [8] empfiehlt es sich, das Fett nicht aus dem getrockneten, sondern aus dem möglichst frischen nassen Schlamm durch Extraktion mittels Schwefelsäure zu gewinnen. Die Fettmenge wird von den beiden letzteren zu 3,5 kg pro Kopf und Jahr angegeben. Nach den Feststellungen von Schreiber (20 g pro Kopf und Tag) würde die Fettmenge für das Berliner Abwasser im Höchstfalle 7,5 kg pro Kopf und Jahr betragen können.



In Wollwäschereien wird seit langer Zeit die Fettabscheidung unter Benützung von Schwefelsäure, Dampf und Benzin angewandt.

Große-Bohle, Cöln, [3] schlägt vor, den dünnflüssigen oder durch Wasserzusatz verdünnten Schlamm auf 40—50° C (zweckmäßig noch höher) ohne Zusätze zu erhitzen. Das Fett sammelt sich (insbesondere bei Anwendung eines Rührwerkes) als Schaumschicht auf der Oberfläche an und wird abgezogen. Der übrige Schlamm soll sich alsdann leicht drainieren und trocknen lassen. Hirzel, Leipzig, [9] empfiehlt die Verwendung von Hilfsflüssigkeiten (Benzin, Tetrachlorkohlenstoff), die entweder ganz oder teilweise unter 100° abdestillieren und mit Wasser nicht mischbar sind. Die Frage der Wirtschaftlichkeit der Fettgewinnung ist zwar noch nicht abgeschlossen geprüft, dürfte aber bei zweckmäßiger Anordnung zu bejahen sein.

8. Die Reduktion des Schlammes unter Luftabschluß.

Bei der Faulung des Schlammes zusammen mit dem Abwasser in Faulräumen wurde die Umänderung des Schlammes, insbesondere die Reduktion seines Wassergehaltes bereits erwähnt.

Da in vielen Fällen jedoch die Faulung des Abwassers nicht erwünscht ist, hat man in neuester Zeit Anordnungen getroffen, um den Schlamm für sich allein Reduktionsprozessen unterwerfen zu können (Schlammzersetzung in nicht durchströmten Faulräumen). Der in der Absitzanlage anfallende frische Schlamm wird hierbei entweder periodisch (gewöhnlich täglich) oder kontinuierlich durch offene Verbindungen zwischen Absitzanlage und Schlammbehandlungsraum nach letzterem abgelassen. Über die entsprechenden Vorrichtungen vgl. Sedimentationsanlagen; über seitherige Versuche mit Faulräumen ohne Durchströmung vgl. Favre [10] und Spillner [11].

Die Zersetzung des Schlammes in Schlammräumen nach Art der Emscherbrunnen erfolgt zu Anfang wie in einem typischen Faulraum unter starker Schwefelwasserstoffbildung (s. S. 238). Nach längerer Einarbeitung (ca. ½ bis ¾ Jahr) geht jedoch die Zersetzung der organischen Stoffe ohne nachweisbare Schwefelwasserstoffbildung vor sich (vgl. Middeldorf [12], Imhoff [13]), wenigstens kann später, nach den entweichenden Gasen beurteilt, nur eine Sumpfgasbildung festgestellt werden. Der anfangs mehr oder weniger übelriechende Schlamm nimmt in diesem späteren Stadium eine durch Schwefeleisen bedingte, tiefschwarze Farbe an und besitzt alsdann einen ausgesprochen gummiartigen, an Siegellack erinnernden Geruch.

Wird der Schlammzersetzungsraum bei seiner Inbetriebnahme mit Abwasser gefüllt, so bildet er zunächst also einen typischen Faulraum, in welchem der Schlamm und auch das Abwasser faulen. Solange insbesondere das Abwasser fault, wird der Schlamm, wie jeder Faulraumschlamm, zwar verhältnismäßig leicht zu entwässern sein, aber im nicht entwässerten Zustande immer noch einen fauligen Geruch aufweisen; ist später dann auch das Abwasser fäulnisunfähig geworden, so hat damit auch der wasserhaltige Schlamm seinen unangenehmen, offensiven Geruch verloren, da er im Gegensatze zu durchflossenen Faulräumen nicht immer wieder mit großen Mengen fauligen Abwassers infiziert wird. Zwischen durchflossenen und zwischen nichtdurchflossenen Faulräumen bestehen also durchgreifende Unterschiede.

Nach den Anschauungen von Thumm handelt es sich in einem eingearbeiteten Schlammzersetzungsraume eines Emscherbrunnens der Hauptsache nach um den Abbau der Schlammstoffe in reinem, d. h. nicht mehr

fäulnisfähigem Wasser, das infolge seiner dauernden Berührung mit dem Schlamme dessen Stoffe auslaugt und dadurch, was sehr wesentlich ist, ein verhältnismäßig hohes spezifisches Gewicht annimmt. Das Ablassen von Schlamm aus den Schlammzersetzungsräumen ändert bis zu einem gewissen Grade diese Verhältnisse, da hierbei ein dem abgelassenen Schlamme gleich großes Abwasserquantum in den Schlammraum eintritt; zur tunlichst raschen Wiederherstellung der ursprünglichen Verhältnisse darf deshalb jeweils nur soviel Schlamm abgelassen, bzw. nur so viel Abwasser aus dem Absitzraume zugeführt werden, daß das im Schlammzersetzungsraum entstehende Mischwasser entweder gar nicht fault oder sehr bald wieder durch Zersetzung der zugeführten Abwasserbestandteile in „reines" Wasser übergeht. Diese Zersetzung selbst ist, soweit sich dieses zurzeit beurteilen läßt, nicht etwa ein Vertorfungsvorgang oder etwas Ähnliches, sondern, ganz allgemein ausgedrückt, eine normale Fäulnis, die, den speziellen Verhältnissen entsprechend, nur in einer milderen Form in die Erscheinung tritt. Da das Wasser des Schlammzersetzungsraumes, wie z. B. Spillner festgestellt hat, große Mengen von Ammoniak enthält, so kommt es hier auch zu keiner saueren, durch organische Säuren bedingten Reaktion (s. S. 239).

Unter Umständen kann daran gedacht werden, die einmal vorhandene, nicht mehr fäulnisfähige Beschaffenheit des Schlammraumwassers durch fortgesetzte Zufuhr von Sauerstoffquellen, z. B. in Form von Nitraten zu sichern; auch an die Zuführung von reinem (sulfatfreiem) Wasserleitungs- oder Bachwasser könnte gedacht werden, doch scheint eine derartige Maßnahme, soweit sich dieses heute sagen läßt, nur dann möglich, wenn durch Zufügung von Salzen (z. B. von Kochsalz, Soda usw.) das spezifische Gewicht des eingeführten Reinwassers gleichzeitig entsprechend erhöht wird.

In einem Emscherschlammbrunnen findet wie in einem gewöhnlichen Faulraum eine lebhafte Gasentwicklung (Sumpfgasbildung) statt, die in ihrer Menge abhängt von der Beschaffenheit der Schmutzstoffe (Fäkalien vermehren die Gasbildung erheblich) und von der Menge des abgelagerten Schlammes. In den sehr tiefen Emscherbrunnen, in welchen der Schlamm (auf relativ kleiner Grundfläche) in großer Schlammtiefe lagert, erfolgt im Vergleich zu gewöhnlichen (flachen) Faulräumen deshalb pro Flächeneinheit eine entsprechend intensivere Gasentwicklung. Diese bewirkt ein lebhaftes Auftreiben des in Zersetzung befindlichen Schlammes, wobei gewissermaßen nach Art eines Schlämmprozesses eine Scheidung des Schlammes in der Weise eintritt, daß die schwereren Schmutzteile sich nach unten lagern und die leichteren darüber mehr oder weniger in Bewegung bleiben. Die zu einem richtigen Abbau der Schlammstoffe in Faulräumen erforderliche Durchmischung erfolgt hier also durch die infolge der Tiefe dieser Räume besonders starke Gasbildung und nicht wie bei den durchflossenen Faulräumen unter gleichzeitiger Zuhilfenahme von Wasser, das diese Räume durchströmt.

Aus diesen Gesichtspunkten ergibt sich für den Betrieb folgendes:

Anlage und Betrieb der Schlammbrunnen.

Der Schlammraum arbeitet normal bzw. ist „reif", wenn der im unteren Teil des Brunnens lagernde Schlamm möglichst weitgehend zersetzt und auch das Wasser abgebaut und fäulnisunfähig geworden ist. Zur Beschleunigung der Einarbeitung eines neuen Schlammbrunnens kann in diesen

zersetzter Schlamm aus einem andern, bereits eingearbeiteten Brunnen eingebracht und die Wasserschicht gegebenenfalls mittels Durchspülung mit reinem Wasser, dem etwa 1—2 ‰ Salze beizufügen sind (s. oben), fäulnisfrei gemacht werden. Bestimmt man im übrigen durch den Versuch, bei welchem Verhältnis das aus dem Absitzraum zutretende Abwasser das im Schlammzersetzungsraum befindliche Wasser nicht mehr fäulnisfähig macht, so bildet bei einem normalen Betriebe dieses Verhältnis das ungefähre Maß der zulässigen Belastung des Schlammraumes.

Hiernach ist der Schlammzutritt (durch entsprechendes Schlammablassen) zu regeln. Je geringer die erforderliche Verdünnung des aus dem Absitzraume zutretenden Abwassers zur Erzielung seiner Fäulnisunfähigkeit ist, desto mehr Abwasser und Schlamm kann dem Zersetzungsraum zugeführt werden, und umgekehrt. Dementsprechend hat auch der Schlamm längere oder kürzere Zeit im Brunnen zu lagern, und können größere oder geringere Mengen Schlamm auf einmal abgelassen werden.

Die Kontrolle für die richtige Handhabung des Betriebes des Schlammzersetzungsraumes ergibt die Feststellung, ob das über dem Schlamm stehende Wasser und auch das aus der Durchschnittsprobe des abgelassenen Schlammes mittels Papierfilters abgeschiedene Wasser fäulnisunfähig ist.

Nach den Erfahrungen an den Emscheranlagen genügt die Bemessung des Schlammreduktionsraumes mit 0,1—0,2 l pro Kopf und Tag bei ca. dreimonatlicher Aufspeicherung.

Für den Abzug der aus dem Schlammzersetzungsraume entweichenden Gase sind möglichst weite Abzugsschlote anzuordnen, damit eine Verstopfung derselben durch aufsteigende Schlammfladen nicht eintreten kann. Diese Schlammfladen sowie die auf der gesamten übrigen Oberfläche des Schlammzersetzungsraumes bisweilen (z. B. bei der Einarbeitung und bei Störungen des normalen Zersetzungsbetriebes) unter heftiger Schaumbildung übertreibenden Schlammassen müssen derart abgefangen und abgeleitet werden, daß der Absitzraum durch sie nicht verschmutzt werden kann.

Wenn ein Schlammzersetzungsraum während seiner Einarbeitung allzu sehr „spuckt“, so kann an einen Ersatz des in ihm in Fäulnis befindlichen und deshalb noch zahlreiche Kolloide enthaltenden und stark schäumenden Abwassers durch reines Wasser, dem ein entsprechender Salzzusatz gegeben worden ist, gedacht werden. Soweit sich eine derartige Maßnahme heute überblicken läßt, führt diese wenigstens eher zum Ziele, als wenn man den Schlammraum fortgesetzt entleert und eine Einarbeitung deshalb nie erzielen kann.

Bei der Anordnung des Schlammraumes zum Absitzraum ist vor allem darauf zu achten, daß keine schädlichen bezw. unbeabsichtigten Strömungen zwischen beiden Räumen eintreten können. Bei der Gefahr von eventuellen Temperaturumlagerungen, z. B. beim Mischsystem (s. Seite 227), müßten bei kontinuierlicher Schlammabscheidung die Schlammeintrittsöffnungen in die Schlammräume auf die entsprechende Dauer (gewöhnlich nur wenige Tage) geschlossen bleiben. Bei eingearbeiteten Emscheranlagen hat sich diese Maßnahme als entbehrlich erwiesen, indem das Schlammraumwasser stets ein größeres spezifisches Gewicht besessen haben soll. Mit Rücksicht auf dieses höhere spezifische Gewicht des Schlammraumwassers verdient das spezifische Gewicht der in einem Abwasser enthaltenen ungelösten Stoffe, also der Gehalt eines Abwassers an mineralischen, zu einer ev. Beschwerung

dienenden Stoffen (s. S. 228) Beachtung, desgleichen auch der Umstand, ob die Abwässer einer Misch- oder einer Trennkanalisation entstammen, und ob der Sand vor den Absitzräumen in Sandfängen abgeschieden wird oder nicht.

Durch den in den Schlammraum absinkenden Schlamm wird aus jenem Wasser in den Absitzraum verdrängt. Die Menge der Zumischung ist jedoch gering und beträgt nach Imhoff [13] ca. $^{1}/_{1000}$ der Gesamtabwassermenge. Dieser Vorgang ist nach dem Obenerwähnten nur bei der Einarbeitung des Schlammraumes von Bedeutung, solange nämlich das über dem Schlamm stehende Wasser noch fäulnisfähig, der Schlammzersetzungsraum also noch nicht eingearbeitet ist.

Schlammzersetzungsräume können als Becken oder Brunnen ausgeführt und unter oder neben dem Absitzraum oder von diesem vollständig getrennt angeordnet werden.

In Deutschland sind fast durchweg Brunnen, sog. Emscherbrunnen nach Imhoff (vgl. Fig. 65 und 71) und Kremer-Imhoff-Brunnen, in Anwendung, bei welchen außer den erwähnten Gesichtspunkten bauliche Rücksichten und hauptsächlich die Art der Schlammentfernung für die Gestaltung als tiefe Brunnen maßgebend waren. Über ihre Vorteile in bezug auf die Schlammbeschaffenheit s. unten. Die Schlammentfernung erfolgt bei diesen Brunnen mittels eines Schlammabflußrohrs von der Mitte der Brunnensohle aus und zwar selbsttätig durch entsprechend tiefere Anordnung der Ausflußöffnung unter dem Wasserspiegel. Wenn die Schlammlagerplätze nicht so tief liegen, daß sie die Aufleitung des Schlammes mit natürlichem Gefälle gestatten, ist bei der dann notwendigen künstlichen Hebung darauf zu achten, daß Saugwirkungen, die für das grobblasige Gefüge des Schlammes (siehe unten) infolge vorzeitiger Entgasung nach Ansicht von Imhoff von Nachteil sind, möglichst vermieden werden.

Bei der Schlammentfernung bietet eine beträchtliche Schlammtiefe Sicherheit gegen das Durchbrechen des über dem Schlamm stehenden Wassers (s. S. 231).

Bei Brunnen von großem Durchmesser können, falls ein Schlammrohr nicht genügt, auch mehrere derartige Rohre eingebaut werden. Die in Fig. 65 angedeutete Spülleitung hat den Zweck, festgewordenen Schlamm loszuspülen.

Die Konstruktion der Verbindung von Schlammraum und Absitzraum nach Art der Emscherbrunnen hat zahlreiche Nachahmungen bzw. Umänderungen erfahren (z. B. die bewegliche Anordnung des inneren Schlammdaches usw.), auf die hier nicht weiter eingegangen werden kann.

Einen Schlammzersetzungsraum in Beckenform zeigt die Travissche Anordnung (s. oben, auch Fig. 64). In Deutschland haben beckenförmige Schlammzersetzungsräume bis jetzt nur in einigen Fällen Anwendung gefunden.

Der in den erwähnten Zersetzungsräumen anfallende Schlamm zeigt bei den Anlagen im Emschergebiet, wie gesagt, einen gummiartigen Geruch, ist von tiefschwarzer Farbe und leichtflüssig. Der aus den tiefen Emscherbrunnen abgelassene Schlamm besitzt ein stark poröses Gefüge. Diese Eigenschaft führt man darauf zurück, daß die im Schlammraum unter dem Druck der Schlamm- und Wasserhöhe stehenden eingeschlossenen Gasblasen beim Ablassen des Schlammes ihr Volumen entsprechend der Druckver-

minderung vergrößern (Imhoff [13]) und die Schlammteilchen damit auseinander treiben.

Der Wassergehalt des aus den Schlammbrunnen abgelassenen Schlammes beträgt ca. 75 Proz. Die weitere Trocknung des leicht drainierbaren Schlammes erfolgt auf Schlammlagerplätzen, die mit reichlichen Drainagen

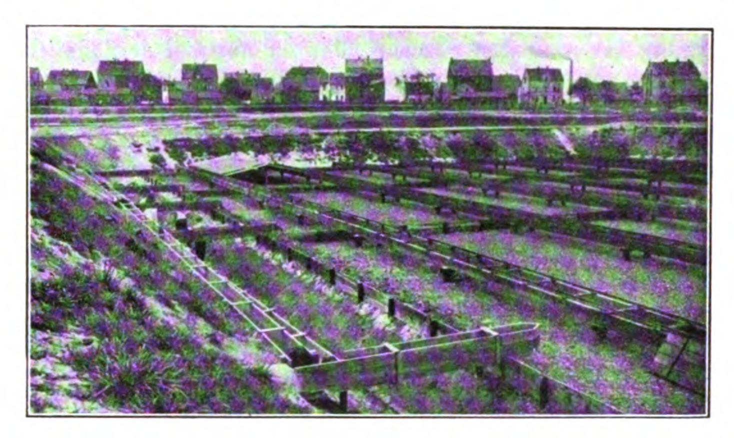


Fig. 97. Schlammtrockenplatz der Kläranlage in Bochum nach Imhoff (für Emscherbrunnenschlamm).

versehen sind. Bei den Emscheranlagen wird die Drainage aus Schlacke in ca. 20—30 cm hoher Aufschüttung angelegt und der Schlamm in etwa 20 cm Höhe aufgeleitet. Fig. 97 und 98 zeigen die typische Anordnung eines Schlammtrockenplatzes der Emscherkläranlagen; nach den Erfahrungen

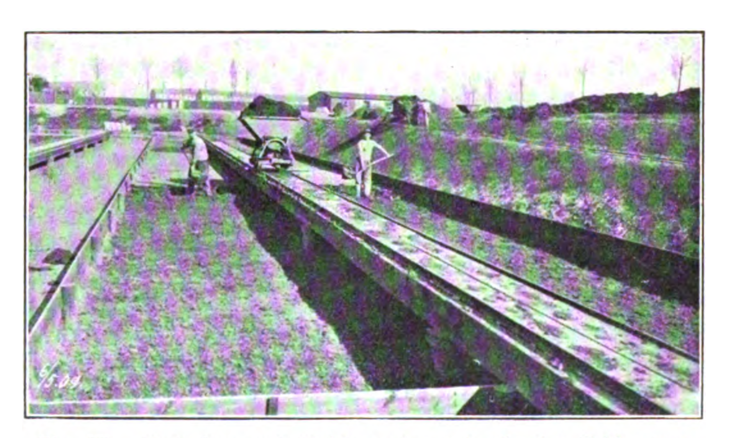


Fig. 98. Abstechen und Abfahren des getrockneten Schlammes.

der Emschergenossenschaft genügt es, wenn für je 100 Einwohner 1,5 bis 2,0 qm Schlammtrockenplatz vorgesehen werden.

Die Abtrocknung bis zum Stichfestwerden erfolgt im Emschergebiet in trockener Zeit in verhältnismäßig wenigen, im Durchschnitt in ca. 10 Tagen; diese rasche Trocknungszeit ist teils auf die Beschaffenheit des Schlammes

selbst, teils aber auch auf die Eigenschaften des in dem Schlamme enthaltenen (reinen, kolloidarmen oder -freien) Wassers zurückzuführen.

Nach den bei den Anlagen der Emschergenossenschaft und auch anderwärts gemachten Erfahrungen bildet die Zersetzung des Schlammes in reinem, d. h. ausgefaultem Wasser zweifellos einen erheblichen Fortschritt in der Schlammbehandlungsfrage; die Schlammplage insbesondere wird durch dieses Verfahren in weitgehendem Maße herabgemindert.

Die bei der Schlammzersetzung in Emscherbrunnen sich abspielenden Vorgänge, die oben nur im allgemeinen angedeutet worden sind, sind aber nicht nur in Hinsicht auf diese Anlagen interessant; sie gestatten nämlich, auf andere Verhältnisse angewandt, weitere, nicht unwichtige Schlußfolgerungen. So kann aus diesen Vorgängen nach Ansicht von Thumm z. B. ohne weiteres abgeleitet werden, weshalb die an manchen Orten geübte getrennte Schlammfaulung in Schlammteichen (lagoons) so wenig befriedigt hat. Durch Einleitung von frischem oder von vorgefaultem Schlamm, der Abwasser in geringerer oder größerer Menge enthält, in Erdbecken müssen in Anbetracht der Beschaffenheit des Schlammes und besonders der des Wassers naturgemäß zunächst erhebliche Geruchsbelästigungen entstehen, was aus dem früher über durchflossene Faulräume Gesagten verständlich ist. Da die Schlammenge im Verhältnis zur Menge des vorhandenen Abwassers eine zu große ist, bleiben aber auch bei fortschreitender Faulung die zuerst beobachteten Verhältnisse bestehen, und infolge ungenügender Durchmischung des Schlammes mit dem Abwasser durch die bei der Zersetzung der gleichzeitig vorhandenen Zellulose gebildeten Sumpfgasblasen kommt es auch später nicht zu einer richtigen Ausfaulung des Wassers und des Schlammes, also auch nicht zu einer einigermaßen geruchlosen Anlage. Da ferner der Untergrund eines derartigen Schlammteiches infolge des eingebrachten Schlammes verschlammt ist, kann das Wasser auch nicht abziehen; es muß verdunsten, woraus einmal die lange Trocknungszeit eines derartig behandelten Schlammes und andererseits die dabei entstehenden unangenehmen Gerüche erklärlich werden.

Die an den Emscherzersetzungsräumen gemachten Erfahrungen geben weiter aber auch Anhaltspunkte, in welcher Weise eine getrennte Schlammfaulung in besonderen Beckenanlagen unter Umständen durchgeführt werden kann, ohne daß gleichzeitig Schwierigkeiten in dem eben geschilderten Umfange zu befürchten sind. Die Zersetzung des Schlammes darf nämlich nicht in fäulnisfähigem Abwasser, sondern in ausgefaultem oder besser noch in reinem (sulfatfreiem) Wasser, dem Salze beigegeben werden können (s. oben), vorgenommen werden. Die diesem Wasser zugeführte Schlammenge muß dann weiter im richtigen Verhältnis zur Wassermenge stehen und zwar in einem derartigen, daß die Auslaugstoffe des Schlammes nicht so bedeutend sind, daß durch diese aus dem reinen Wasser ein (fäulnisfähiges) Abwasser wird. Gleichzeitig damit ist für eine gute Durchwirbelung der Schlammstoffe in dem Wasser Sorge zu tragen. Dieses kann entweder durch eine entsprechende Tiefe der Schlammbecken oder dadurch erreicht werden, daß man diese Durchmischung künstlich herbeizuführen sucht, entweder rein mechanisch durch Rühren oder auch durch zeitweises Einblasen von Druckluft oder auch durch Zufuhr von Methan bildenden Stoffen (z. B. von Zellulose); auch an eine Durchwirbelung der Schlammstoffe durch Zufuhr weiterer Reinwassermengen — also an durchflossene Reinwasserzersetzungs-



räume*) — könnte gedacht werden, wobei die zugeführte Reinwassermenge bei ungünstigen Vorflutverhältnissen so groß zu bemessen wäre, daß das abfließende Wasser fäulnisunfähig bliebe. Haben derartige Schlammzersetzungsräume gleichzeitig eine Sohlendrainage mit verschließbarer Abflußleitung (vgl. S. 303), so könnte, wenn der Schlamm durch die geübte Reinwasserbehandlung drainierfähig geworden ist, das reine Wasser abgelassen und der Schlamm in den Becken selbst drainiert werden.

Aber auch für eine bessere Beseitigung des in durchflossenen Faulräumen anfallenden Schlammes, der, wie gesagt, infolge des in ihm enthaltenen Abwassers übelriechend ist und bei seiner Beseitigung zu Geruchsbelästigungen Veranlassung geben kann, könnte eine Behandlung in reinem Wasser, z. B. in Form einer Auswaschung, unter Umständen von Vorteil sein; auch das Waschen von frischem Schlamm ermöglicht vielleicht im Einzelfalle eine bequemere Art der Schlammbeseitigung, doch wäre eine derartige Behandlungsmethode, wie überhaupt die Anwendung von reinem, event. Salze enthaltendem Wasser, durch planmäßige Versuche im einzelnen Falle jeweils noch zu prüfen.

Der durch Emscherbrunnen bewirkten Schlammzersetzung steht diese getrennte Reinwasserbehandlung aber insofern ohne weiteres nach, als sie bedeutend größere Flächen benötigt, sowie darin, daß derartige Zersetzungsräume auch dem Auge sichtbar angelegt werden müßten. Letztere sind ferner den Einwirkungen der Witterung, z. B. der Sommerhitze, in weitgehendem Maße unterworfen, was bei Emscherbrunnenanlagen, bei denen der Schlammzersetzungsraum tief in den Boden eingesenkt und damit auch dem Auge entzogen ist, nicht der Fall ist.

9. Die Oxydation des Schlammes.

Die Veränderung der organischen Substanzen unter Einwirkung des Luftsauerstoffs erfolgt am durchgreifendsten in biologischen Körpern, in welchen das Abwasser mit dem Schlamm (also ohne Vorreinigung) behandelt wird. Gegenüber den Reduktionsverfahren hat diese Behandlung den Vorteil, daß die Veränderung bereits in kurzer Zeit vor sich geht. (Vgl. S. 243.)

Gewöhnliche Tropfkörper verlangen bei nicht vorgereinigtem Abwasser zur Verhinderung von Verschlammung und Verstopfungen recht grobes Material und auch gröbere Verteilung. Dadurch wird aber der rasch wachsende Schlammbesatz der Materialstücke abgespült, noch ehe er durch die biologischen Vorgänge in genügender Weise abgebaut ist. Man hat, um diesem Umstand zu begegnen, als Material u. a. flach gelegte Platten bzw. Flächen verwandt, die, frostsicher untergebracht, vom Abwasser in sehr dünner Schicht überrieselt werden, so daß ein konstanter Luftzutritt zum Schlammbesatz vorhanden ist. Abgeschlossene Erfahrungen liegen hierüber aber noch nicht vor.

Im praktischen Betrieb erprobt sind die Dibdinschen Plattenfüllkörper (siehe S. 263). Der abgebaute Schlamm, welcher nahezu geruchlos und leicht zu trocknen ist, wird während des Leerstehens der Körper durch Abspritzen von den Platten entfernt. Sofern noch die Schlammentfernung mehr

*) In bezug auf die technische Durchbildung derartiger getrennter Schlammzersetzungsräume vgl. das auf S. 244 über die Konstruktion durchflossener Faulräume Gesagte.



vervollkommnet wird, dürfte im übrigen nach den in England mit dem Verfahren gemachten Erfahrungen dieser biologischen Behandlung des Schlammes in Zukunft eine ziemliche Bedeutung zukommen.

Die Behandlung des Schlammes unter Abwesenheit von Luftsauerstoff aber bei Gegenwart sauerstoffabgebender Substanzen (am besten von Nitraten: Chilesalpeter) erfolgt in analoger Weise wie beim Abwasser (siehe S. 250).

Brennbarkeit des Schlammes.

Die Brennbarkeit hängt von der Trockenheit des Schlammes und seinem Gehalt an Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Schwefel ab. Die Wärmeentwicklung beruht darauf, daß Kohlenstoff und Wasserstoff sowie der etwa vorhandene Schwefel sich mit dem Sauerstoff der Luft zu Kohlensäure, Wasser und schwefliger Säure verbinden, also verbrennen. Der Sauerstoff macht einen so großen Teil des Wasserstoffs unwirksam, als zur Wasserbildung verbraucht wird.

Der Heizwert des Materials kann angenähert nach der Dulongschen Formel (Verbandsformel) berechnet werden:

$$h = 8000\,C + 29000\left(H - \frac{O}{8}\right) + 2500\,S - 600\,W.$$

Ein größerer Wassergehalt des Schlammes als 50—60 Proz. ist störend, weil zu seiner Verdampfung ein zu erheblicher Teil der erzeugten Wärme verbraucht wird; derartiger Schlamm wird zweckmäßig vorher getrocknet. Der Verbrennungsprozeß wird dadurch eingeleitet, daß der zu verbrennende Körper durch von außen zugeführte Wärme auf seine Entzündungstemperatur gebracht wird, worauf er bei genügendem Zutritt von Luft selbständig weiter brennt.

Die Brennbarkeit bezw. die mehr oder weniger leichte Entzündbarkeit ist abhängig von der physikalischen Beschaffenheit (Porosität) und dem Gehalt an Fettstoffen und an Wasser.

Die Brennbarkeit eines bestimmten Schlammes kann zwar an der Hand des berechneten Heizwertes annähernd beurteilt werden; die Rentabilität der Verbrennung ist aber stets durch den praktischen Versuch festzustellen, durch den man auch die geeignetste Verbrennungsanlage und Rostkonstruktion ermittelt.

Für die selbständige Verbrennung eignet sich nur Schlamm von geringerem Aschengehalt (nicht über ca. 40 Proz.).

Ein derartig geringer Aschengehalt ist jedoch selten, an sich aber nicht unmöglich. So weist z. B. der geschleuderte Schlamm in Harburg nur 30 Proz. Aschenrückstand auf.

Anlagen, in denen gewöhnlicher Schlamm selbständig verbrannt wird, sind bis jetzt noch nicht bekannt geworden. Gewöhnlich pflegt man die Verbrennung des Schlammes durch Zusatz von Kohle oder anderen Brennmaterialien zu ermöglichen.

Die Verbrennung gemeinsam mit Hausmüll und dergleichen bedingt, daß diese Zusätze an sich selbständig brennen. Von dem Grade ihrer Brennbarkeit hängt das im einzelnen Falle zweckmäßige Mischungsverhältnis ab.

Am häufigsten ist die Zumischung von Kohle. Dieselbe wird zweckmäßig in möglichst fein verteilter Form zugegeben, da Stückenkohle zwischen dem Schlamm durchbrennt.



Die Mischung mit Kohle wird am innigsten erreicht, wenn der Kohlezusatz auf nassem Wege in Form von Kohlebrei und zwar am einfachsten kontinuierlich beim Fördern des nassen Schlammes erfolgt. Noch günstiger gestaltet sich das Durchmischungsverhältnis, wenn die Kohle gleichzeitig als Klär- bzw. Fällungsmittel benutzt wird (s. Kohlebreiverfahren). So findet die Verbrennung von Kohlebreischlamm in den Kläranlagen von Potsdam, Spandau, Tegel, Ober-Schöneweide und Cöpenick statt.

Schlammentgasung und -vergasung.

Bei der Gasgewinnung unterscheidet man zwischen Entgasung und Vergasung des Materials.

Unter Entgasung versteht man das Austreiben der in einem Material enthaltenen flüchtigen Bestandteile, das bei höheren Temperaturen erfolgt (trockene Destillation, Leuchtgasgewinnung).

Unter Vergasung versteht man die Verbindung des festen Kohlenstoffes im Material mit Sauerstoff zu gasförmigem Kohlenoxyd. Diese Verbindung entsteht bei der Durchleitung von atmosphärischer Luft oder von Wasserdampf durch eine Schicht des glühenden Materials. Im ersten Fall bildet der Sauerstoff der Luft mit dem Kohlenstoff des Materials Kohlenoxyd, das in seiner Mischung mit dem indifferenten Stickstoff der Luft Generatorgas genannt wird. Im zweiten Fall zersetzt sich der Wasserdampf an der glühenden Kohle nach der Formel $C + H_2O = CO + H_2$. Das Gasgemisch von Wasserstoff und Kohlenoxyd trägt die Bezeichnung Wassergas.

Die Leuchtgasgewinnung aus Klärschlamm ist wiederholt versucht worden. Versuchsergebnisse über Gasgewinnung aus gewöhnlichem (unverbessertem) Schlamm sind außer bei einem Versuche in Manchester nicht bekannt geworden, liegen aber über Gasgewinnung aus Torf- bzw. Kohlebreiklärschlamm vor.

Nach den Versuchen von Schury und Bujard [14] wurden pro 100 kg Torfklärschlamm von 13,5 Proz. Wasser- und 20,3 Proz. Aschegehalt 26 cbm Gas von 4178 Kal. Heizwert erhalten. Der Retortenrückstand betrug hierbei 31,4 Proz. Die Kosten pro 1 cbm Gas stellten sich nach den Berechnungen auf 20 Pf.

Zur Leuchtgasgewinnung erscheint Klärschlamm wenig geeignet, da das Verfahren zu teuer und zu umständlich, ferner auch die Lichtstärke zu gering ist.

Viel günstiger liegt die Verwertung von geeignetem Schlamm zur Kraftgasgewinnung in Generatoren, worauf von Rothe zuerst hingewiesen wurde. Auf seinen Vorschlag hatte die Gasmotorenfabrik Cöln-Deutz eine Versuchsvergasungsanlage errichtet.

Auf der Dresdener Städteausstellung 1903 wurde zum ersten Male eine Schlammvergasungsanlage im Dauerbetrieb vorgeführt und damit eine im allgemeinen günstige Beurteilung in der Fachwelt erzielt.

Um weitere Erfahrungen im Dauerbetrieb zu erlangen, erbaute die genannte Fabrik auf der Kläranlage in Ober-Schöneweide eine Vergasungsanlage. Nach den von Reichle und Dost [15] angestellten Versuchen konnten die Ergebnisse im allgemeinen als günstig bezeichnet werden.

Die Vergasungsanlage bestand (s. Fig. 99) aus einem Generator (einem mit feuerfesten Steinen ausgekleideten Schachtofen), einer Gasreinigungs-

und -kühlanlage (Staubsammler, Wäsche und Skrubber) und einer Gasmaschine von 50 PS. (für Schlammgas). Im unteren Teil des Generators wird auf einem Rost gut getrocknetes Material in Brand gesetzt und Luft zugeblasen. Über dem Feuer wird alsdann vergasungsfähiger Schlamm von nicht mehr als 58 Proz. Wassergehalt aufgefüllt.

Der Vergasungsbetrieb kann auf zweierlei Art erfolgen, als Druckgas- oder als Sauggasverfahren.

Beim ersteren Verfahren wird Luft und Wasserdampf während der ganzen Vergasung unter Druck bei geschlossenem Generator eingeblasen; beim Sauggasverfahren werden, sobald der Motor im Gange ist, die Generatortüren geöffnet, worauf der Motor die für den Betrieb des Generators erforderliche Luftmenge selbst ansaugt, ebenso den Wasserdampf, der gewöhnlich in einer Wasserschale unter dem Rost erzeugt wird.

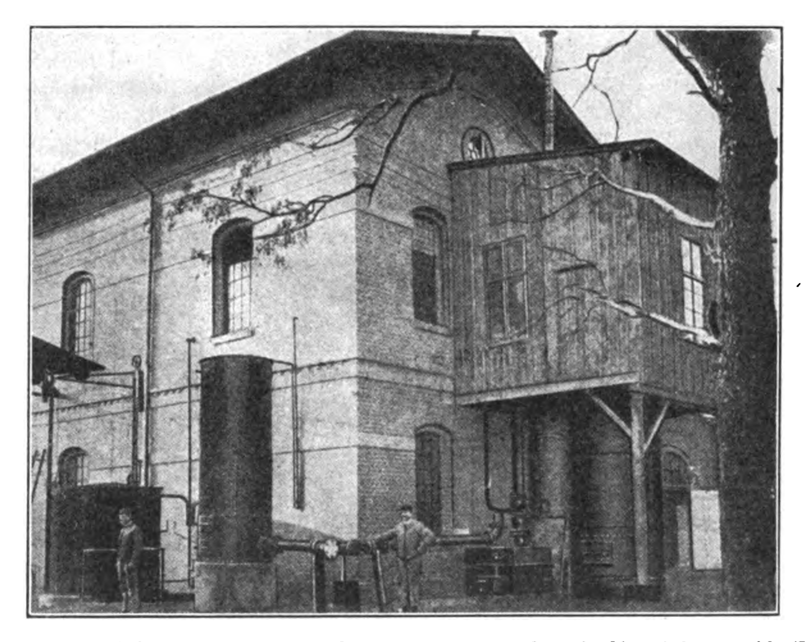


Fig. 99. Frühere Schlammvergasungsanlage auf der Kläranlage in Ober-Schöneweide (Berlin).

Am günstigsten für die Vergasung ist Material, welches möglichst luftdurchlässig ist und dessen Asche eine lockere Beschaffenheit aufweist (wie Torf, Braunkohle).

Bei den erwähnten Versuchen wurden pro Pferdekraft und Stunde 2,5 kg abgetrockneter Schlamm von 50—58 Proz. Wassergehalt benötigt.

Der Anteil des Heizwertes der eigentlichen Schmutzstoffe betrug 11 Proz., kann jedoch bei Verbesserung des Verfahrens bis 30 Proz. und mehr des Gesamtheizwertes betragen.

Das erzeugte Gas war heizwertarm (rund 800 W.-E.); bemerkenswert war das Fehlen des Methans.

Die Gasmenge konnte nicht direkt gemessen werden; sie beträgt jedoch ein Vielfaches der bei der Entgasung anfallenden Gasmenge.

Geruchsbelästigungen waren bei den genannten Versuchen nicht festzustellen. Bei eventuell zu großem Schwefelgehalt des Schlammes können Geruchsbelästigungen durch Einfügung einer Schwefelreinigung des Gases vermieden werden.

Das Verfahren läßt sich aber noch weiter ausbilden. Zunächst ist es nach Reichle zweckmäßig, anstatt Skrubberkühlung die Wärme der aus dem Generator abziehenden Gase wie auch die der Auspuffgase aus dem Motor für die Schlammtrocknung nutzbar zu machen. Eine derartige Vorrichtung ist in der Vergasungsanlage der Elbinger Kohlebreikläranlage getroffen.

Besonders wichtig für eine möglichst günstige Ausnützung des Materialheizwerts sind Konstruktion und Betrieb des Generators. Die flüchtigen Fettstoffe müssen durch eine geeignete Generatorkonstruktion am Entweichen verhindert und in die Feuerzone eingeführt werden. (Bei der Versuchsanlage in Ober-Schöneweide war dies noch nicht möglich.)

Bei der Vergasung ist möglichst die Bildung von Methan und anderen Gasen von hohem Heizwert anzustreben und hierauf auf Grund von fachmännisch geleiteten Versuchen bei Anlage und Betrieb Bedacht zu nehmen. Der thermische Wirkungsgrad, der bei den vorstehenden Versuchen bereits 14 Proz. betrug, wird sich alsdann noch wesentlich günstiger gestalten.

Eine Verbesserung bezw. Ausgestaltung des Verfahrens läßt sich wahrscheinlich auch durch Zuschläge zum Schlamm erreichen. Versuche dieser Art sind zurzeit noch nicht bekannt geworden.

Die Vergasung bildet zweifellos die günstigste Verwertung des Schlammes in bezug auf Brennstoffausnutzung; sie hat gegenüber der Entgasung ferner den Vorteil, daß der Schlamm keiner so weitgehenden Vortrocknung bedarf.

In hygienischer Hinsicht stehen beide Verfahren obenan, da die Schlammmengen fast vollständig beseitigt werden und die Rückstände (die Aschen) vollständig indifferent sind.

Zurzeit hat nur die Stadt Elbing eine Schlammvergasungsanlage.

Gesichtspunkte für die hygienische Kontrolle von Schlammbehandlungs- und -verwertungsanlagen:

1. Kontrolle der Rohschlammengen, ihrer Beschaffenheit, insbesondere ihres Wassergehaltes.
2. Kontrolle der Schlammbehandlungs- und -verwertungsverfahren auf hygienische Gefährdung der Bedienungsmannschaft sowie auf Geruchsbelästigungen der Umgebung und auf Fliegenplage.
3. Kontrolle der Beschaffenheit der bei der Schlammentwässerung frei werdenden Ablaufwässer und ihres Einflusses auf die Vorflut.
4. Kontrolle der Mengen und der Beschaffenheit des behandelten Schlammes bezw. seiner Rückstände und der hygienisch einwandfreien Beseitigung dieser Massen.

Literatur zu XIV:

1) König, Die Untersuchung landwirtschaftlich und gewerblich wichtiger Stoffe. Berlin 1906, III. Aufl.
2) Farnsteiner, Buttenberg und Korn, Leitfaden f. d. chemische Untersuchung von Abwässern, 1902.
3) Große-Bohle, Patentschrift zum D. R. P. Nr. 167700 vom 16. Mai 1904.
4) Ashton, J. The Surveyor, 1904, S. 320.



5) Reichle und Thiesing, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. und Abwässerbes., 1908, Heft 10.
6) Tillmans, Wasser und Abwasser, 1909, Band 1, Nr. 7.
7) Höpfner und Paulmann, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. und Abwässerbes., 1902, Heft 1.
8) Bechold und Voß, Ges.-Ing., 1908, S. 742.
9) Hirzel, Patentschrift zum D. R. P. 151329, Kl. 82a.
10) Favre, Ges.-Ing., 1907, Nr. 50.
11) Spillner, Ges.-Ing., 1909, Nr. 50.
12) Middeldorf, Die Arbeiten der Emschergenossenschaft. Deutsche Bau-Zeitung 1909, Nr. 78, 79, 81.
13) Imhoff, Entgegnung gegen Travis, Ges.-Ing., 1910, Nr. 3; ferner Surveyor 21. Mai 1909.
14) Schury und Bujard, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. und Abwässerbes., 1907, Heft 8.
15) Reichle und Dost, Mitteil. a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasservers. und Abwässerbes., 1907, Heft 8.
16) Spitta, Archiv f. Hygiene, Bd. 38, 1900.

XV. Desinfektion der Abwässer und des Schlammes.

Der Keimgehalt städtischer Abwässer ist ein sehr hoher und beträgt gewöhnlich verschiedene Millionen Keime pro ccm. Mit den Abgängen mischen sich auch die Erreger epidemischer Darmkrankheiten, wie Cholera, Typhus, Ruhr usw., unter die Abwasserbakterien, welch letztere an sich zum größten Teil harmlos sind. Gelangen nun die Abwässer in die Flüsse, so kann besonders zu Epidemiezeiten eine hohe Infektionsgefahr für die Flußbewohner entstehen, da sich die pathogenen Keime, wie z. B. die Erreger von Typhus und Cholera, zwar nicht im Flußwasser vermehren, aber doch relativ lange in ihm lebensfähig erhalten. Die Ansteckungsmöglichkeit vergrößert sich in dem Maße, in welchem der Fluß als Trinkwasserversorger herangezogen wird. Aber auch wenn letzteres nicht der Fall ist, kann die Verwendung des Flußwassers für häusliche Zwecke (Spülen von Nahrungsmitteln oder von Behältern für solche usw.), wie dies bei der Schiffsbevölkerung zumeist der Fall ist, und zum Baden nicht ohne Bedenken sein. Gewiß stellt Flußwasser in bewohnten Gegenden auch ohne örtlich konzentrierte Einleitung von Schmutzwässern ein gesundheitsgefährliches, für Trink- und Gebrauchszwecke ohne weiteres nicht geeignetes Wasser dar, aber die Gefahr wächst mit der Menge der durch Abwassereinleitungen zugeführten Krankheitserreger. Es ergibt sich deshalb die Notwendigkeit, die Krankheitserreger vor der Einleitung der Abwässer in die Flüsse, soweit als praktisch irgendwie möglich, unschädlich zu machen. Dieses Ziel wird am sichersten erreicht durch Desinfektion der Abgänge am Orte ihrer Entstehung, also am Krankenbette, sofern nicht nur für die ausgesprochenen, sondern auch für die verdächtigen Fälle Anzeigepflicht besteht und eine energische und sachgemäße Desinfektion aller infektiösen Abgänge durch zweckmäßige Einrichtungen der Ortsbehörde gewährleistet ist. Eine weitere Sicherheit bietet die Unschädlichmachung der Krankheitskeime in der zentralen Kläranlage vor der Ableitung der Abwässer in den Vorfluter.

In Preußen ist die strenge Durchführung der Behandlung am Krankenbette durch Gesetz (Reichsgesetz vom 30. Juni 1900 und Landesgesetz vom 28. August 1905) vorgeschrieben; außerdem wird aber auch die Möglichkeit der zentralen Desinfektion der Abwässer (zu Epidemiezeiten)



vor ihrer Einleitung in die Flüsse verlangt. Über Desinfektion vergleiche Maasen, III. Bd., III. An dieser Stelle soll nur die Desinfektion der Abwässer in ihrer Beziehung zu der Abwässerreinigung besprochen werden. Allgemein ist zu sagen, daß die Unschädlichmachung der Krankheitserreger im praktischen Betriebe auf zweierlei Weise erfolgen kann, einmal durch Ausscheidung (Abfangung) der Keime, dann durch Abtöten derselben (eigentliche Desinfektion). Hierbei kann es nicht als Aufgabe der Abwässerreinigung und -desinfektion angesehen werden, die Abwässer direkt in Trinkwasser zu verwandeln. Bei Flüssen, die zu Trinkwasserversorgungszwecken dienen, ist aber darauf zu sehen, daß die Flußwässer wenigstens als Rohwasser in bakteriologischer Hinsicht brauchbar bleiben.

Hinsichtlich der Keimausscheidung ist zunächst darauf hinzuweisen, daß nach den Feststellungen von Spitta [1] die Hauptmasse der Bakterien den ungelösten Abwasserbestandteilen — den Schlammstoffen — anhaftet, daß also schon durch Ausscheidung dieser Stoffe (z. B. in einer mechanischen Anlage) eine verhältnismäßig weitgehende Keimverminderung erzielt werden kann. Die Keimausscheidung läßt sich naturgemäß steigern, wenn die Ausscheidung der ungelösten Stoffe durch filterähnliche Einrichtungen, z. B. durch hinter sog. biologische Anlagen geschaltete künstliche oder natürliche Sandfilter bzw. durch Rieselei, erhöht wird, wobei entsprechend der Korngröße des Filtermaterials und des Grades seiner Einarbeitung auch Keime, die mit ungelösten Stoffen direkt nicht in Verbindung stehen, gegebenenfalls mehr oder weniger weitgehend entfernt werden. Wie die Feststellungen der Royal Commission [2] ergeben haben, sind auch unter den günstigsten Verhältnissen, wie sie Rieselfelder und künstliche Filter bieten, alle Keimarten des Rohwassers — allerdings in vermindertem Maße — in den Abflüssen nachweisbar (vgl. S. 288); eine vollständige Keimausscheidung bewirken diese Einrichtungen also nicht, wenn sie auch praktisch schon recht Wertvolles leisten. Bei der Landbehandlung in ihren verschiedenen Formen und bei dem künstlichen biologischen Verfahren, sofern künstliche Sandfilterung oder Landnachbehandlung sich anschließt, kann bei sorgsamer Desinfektion am Krankenbette von der besonderen Keimabtötung abgesehen werden.

Die künstlichen biologischen Verfahren für sich, also ohne Landnachbehandlung, leisten weniger wie die eben besprochenen Verfahren; das gleiche gilt von dem Faulverfahren, den chemischen und den mechanischen Verfahren. Bei diesen empfiehlt es sich, die Möglichkeit der Keimabtötung in den Gesamtabwässern (s. unten) von vornherein vorzusehen.

Die Unschädlichmachung durch Keimabtötung kann durch thermische oder chemische Behandlung der Abwässer bewirkt werden. Bei der Keimabtötung erstrebt man die Vernichtung der Krankheitserreger. Die Abtötung aller Keime, also eine vollkommene Sterilisation, ist schwierig und insbesondere sehr kostspielig, dann aber auch, wie eingangs erwähnt, gar nicht erforderlich.

Die wirksame Durchführung einer zentralen Abwasserdesinfektion ist in Deutschland Gegenstand zahlreicher und eingehender Untersuchungen gewesen, von denen insbesondere diejenigen von Dunbar und seinen Schülern zu nennen sind (vergl. [3—7]). Die Bedeutung dieser Frage kommt auch in den Gutachten zum Ausdruck, welche vom Reichs-Gesundheitsrat für ver-

schiedene Städte erstattet worden sind (vgl. Gärtner u. Rubner [8], Ohlmüller [9], sowie Rubner u. Schmidtmann [10]).

Es erhellt ohne weiteres, daß eine wirksame Abtötung der pathogenen Keime um so schwieriger und unsicherer ist, je größer die einzelnen sie einhüllenden Schmutzteilchen sind. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, die zu desinfizierenden Abwässer vorher wenigstens einer mechanischen Reinigung zu unterziehen, deren Leistungsfähigkeit sich nach der Tiefenwirkung der entsprechenden Desinfektionsmittel richten muß.

Als Maßstab für die Tiefenwirkung dient die für die Schmutzteilchen zulässige höchste Größe, bei welcher die in ihnen enthaltenen Krankheitserreger noch eine vollständige Abtötung durch die Desinfektionsmittel erfahren. Nach den Versuchen von Schwarz [6] empfiehlt sich für das gebräuchlichste Desinfektionsmittel, den Chlorkalk (s. u.), die Entfernung der ungelösten Stoffe bis auf 1 mm.

Wegen der Größe der Schmutzstoffe ist daher innerhalb der Kanäle durch etwaiges bloßes Einführen der Desinfektionsmittel (selbst in sehr konzentrierter Lösung) eine ausreichende Desinfektion nicht zu erzielen. Eine Gefahr bei Epidemien bilden deshalb insbesondere die Notauslässe.

Zur Ausscheidung der Schwebestoffe zum Zwecke einer nachfolgenden ausreichenden Desinfektion des Abwassers eignen sich nach dem Erwähnten außer den Absitzanlagen nur noch Feinabsiebungsanlagen auf 1 mm oder weniger.

Die thermische Behandlung erfordert eine Erwärmung der Abwässer auf mindestens 60 bis 70° C. Bei dieser Temperatur werden nach Dunbar [7] die in Betracht kommenden pathogenen Keime sowie gewöhnliche Kolibakterien innerhalb weniger Minuten abgetötet. Das Verfahren scheitert in seiner Anwendung auf große Abwassermengen an den hohen Kosten. Für kleine Anlagen (z. B. von Krankenhäusern) kann die thermische Behandlung durch Benützung von Abdampf aus Kesselanlagen immerhin unter Umständen wirtschaftlich sein.

Geeignete Desinfektionsmittel sind Säuren, Kalk, Chlor, Kupfer, Ozon, Permanganat, Antiformin (Hypochloridlösung mit Natronlauge).

Die Säurebehandlung (am besten mit freier Schwefelsäure) ist noch teurer als die thermische Behandlung. Ebenso ist die Anwendung der Ozonbehandlung im Großbetrieb zu kostspielig.

Der Ätzkalk besitzt an sich zwar eine erhebliche desinfizierende Wirkung; sie ist aber, wenn man den Nachteil der zu großen Schlammbildung einschränken will, keine vollständig ausreichende.

Am wirksamsten für die Desinfektion hat sich Chlor erwiesen. Die Anwendung von reinem Chlorgas verursacht aber nach Phelps und Carpenter [11] Schwierigkeiten in der Handhabung, vor allem in der Dosierung. Chlorkalk dagegen ist nach den Hamburger Versuchen das brauchbarste und wirksamste Mittel, das sich nach Dunbar [7] außerdem auch noch billiger stellt als sämtliche bis jetzt auf den Markt gebrachten Desinfektionsmittel. Chlorkalk hat ferner den Vorteil, daß es keine nennenswerten Fällungen in dem Abwasser verursacht. Es findet zurzeit am meisten Verwendung. Die Zusatzmenge richtet sich im allgemeinen nach der Konzentration der Abwässer. Je mehr ungelöste und gelöste Stoffe ein Abwasser enthält, um so größere Chlorkalkmengen sind erforderlich.

Eine genaue Bestimmung der Zusatzmenge ist aber hiernach dennoch nicht möglich und erfolgt am sichersten durch Feststellung des Desinfektionseffektes selbst (s. u.) mittels der bakteriologischen Untersuchung. Einen Anhaltspunkt bietet nach Schuhmacher [5] die nach erfolgter Desinfektion im Abwasser noch vorhandene Menge freien Chlors. Nach den Versuchen von Schuhmacher müssen bei einem Zusatz von Chlorkalk im Verhältnis 1:2000, bei zweistündiger Einwirkungsdauer und bei hoher Anforderung noch 49 mg und bei einem Zusatz von 1:5000, bei gleicher Einwirkungsdauer, aber bei gemäßigter Anforderung noch 21 mg freies Chlor in einem Liter Abwasser vorhanden sein; solche Zusatzmengen bewirken einen derartigen Desinfektionseffekt, daß man bei der Untersuchung der desinfizierten Abwässer in dem ersten Falle in 88 und in dem zweiten Falle in 62 unter 100 Fällen Kolibakterien in 1 Liter des Abwassers nicht mehr findet. Nach Kurpjuweit [12] ist die chemische Untersuchung allein nicht maßgebend, da er bei seinen Versuchen, selbst bei erheblicher Menge freien Chlors im Überschuß, noch das Bacterium coli feststellen konnte. Allgemeingültige Regeln für die Dosierung lassen sich, wie gesagt, nicht aufstellen, zumal auch Temperatur und Jahreszeit eine Rolle spielen.

Im übrigen ist es notwendig, daß jede größere Stadt von vornherein, also bereits bei der Feststellung der zweckmäßigsten Art der Abwässerreinigung in Versuche darüber eintritt, welche Zusatzmengen von Desinfizientien erforderlich sind, um eine praktisch ausreichende Abwässerdesinfektion zu Epidemiezeiten sicher zu stellen.

Für die Einwirkung des Chlorkalks genügt ein entsprechender Aufenthalt des Abwassers in der Sedimentationsanlage bei kontinuierlicher langsamer Durchströmung; absolute Ruhe ist nicht erforderlich. Nach Kurpjuweit ist von einer längeren Desinfektionsdauer als 2 Stunden in der Praxis wohl kaum ein wesentlich besserer Erfolg zu erwarten, da die Wirkung des zugesetzten Chlorkalkes zum größten Teil unmittelbar bei der Vermischung stattfindet und danach nur wenig zunimmt.

Da die Prüfung auf Krankheitserreger bekanntlich praktisch nicht durchführbar ist, wählt man als Indikator leichter nachzuweisende Bakterienarten, die mindestens dieselbe oder eine größere Widerstandsfähigkeit gegen Desinfizientien besitzen als die Krankheitserreger selbst, so daß, wenn jene Arten abgetötet werden, ein gleicher Rückschluß auf die eigentlichen Krankheitserreger berechtigt ist. Man benützt bei Abwasser in erster Linie das Bacterium coli, welches stets in großen Mengen in den Abwässern vorhanden ist (über 100000 Keime pro 1 ccm) und wegen seiner gasbildenden Eigenschaft (in zuckerhaltigem Nährboden) leicht festzustellen ist. Für die gewöhnliche Kontrolle genügt nach Dunbar [7] die Untersuchung von 1 ccm Abwasser auf Bacterium coli. Ist die Untersuchung etwa nur auf die weniger widerstandsfähigen Cholerabazillen auszudehnen, so können nach Dunbar als Indikator auch leuchtende Vibrionen benützt werden, die etwa die gleiche Widerstandsfähigkeit besitzen.

Die überschüssigen Desinfektionsmittel sind in den, z. B. für Chlorkalk oben erwähnten erforderlichen Mengen für die Vorflut und besonders für deren Fischbestand schädlich, weshalb ihre Ausscheidung notwendig wird.

Der Chlorkalk kann nach Dunbar [7] in biologischen Körpern ohne Nachteile für deren Wirkungsweise ausgeschieden werden, indem er bereits in den obersten Schichten der Körper oxydiert und unwirksam gemacht

werden soll. Nach den Versuchen von Schwarz [6] konnten in biologisch gereinigtem, vorher desinfiziertem Wasser die Fische ohne Schädigung leben, solange dem Rohwasser im Desinfektionsbecken nicht über 1:5000 Teile Chlorkalk zugesetzt wurden. Nach anderweitigen Beurteilungen wird jedoch die chemische Bindung des überschüssigen Desinfektionsmittels vorgezogen. Am besten eignet sich hierfür Eisenvitriol, welches in einem besonderen Becken etwa 2 Stunden lang den desinfizierten Abwässern zugesetzt wird.

Neuerdings ist ein in der Gärindustrie mit Nutzen angewandtes patentiertes Desinfektionsmittel („Antiformin"; Hypochloridlösung mit einem Zusatz von Natronlauge) empfohlen worden (vgl. Uhlenhuth [13]). Antiformin hat die Eigenschaft, daß es in geeigneter Konzentration organische Substanzen mehr oder weniger vollkommen auflöst. Seine Anwendungsmöglichkeit zur Abwasserdesinfektion wurde von Grimm [14] untersucht. Letzterer fand, daß bei gründlicher Vorreinigung des Abwassers ein Zusatz von 1:2000 bis 1:1000 für die Desinfektion genügt, daß hierbei aber die Kosten fast 40 mal so hoch sind als bei Chlorkalk.

Für eine vollständige Desinfektionsanlage (mit Ausscheidung des überschüssigen Desinfektionsmittels) sind im übrigen Becken oder Teiche notwendig, die hintereinander geschaltet werden können. Im ersten Becken erfolgt die Vorbehandlung durch gewöhnliche Sedimentation, an deren Stelle unter Umständen auch Feinabsiebung treten kann. Beim Einfluß in das zweite, eigentliche Desinfektionsbecken wird das Desinfektionsmittel zugesetzt, im dritten Becken erfolgt die Ausscheidung des überschüssigen Desinfektionsmittels. Derartig ist z. B. die Kläranlage nach Mairich in Stargard i. P. durchgebildet [15].

Die Desinfektion des Gesamtabwassers wird im allgemeinen nur zu Epidemiezeiten bei den künstlichen biologischen, den chemischen und den mechanischen Reinigungsverfahren gefordert (s. oben). Bei der Projektierung derartiger Abwasserreinigungsanlagen empfiehlt es sich, die einzelnen Abteilungen so anzuordnen, daß die Desinfektion des Abwassers ohne weiteres möglich ist, da die Schaffung besonderer ständiger Desinfektionseinrichtungen (Becken u. dergl.) zur Benutzung in den vielleicht nie eintretenden Epidemiezeiten aus wirtschaftlichen Gründen nicht empfehlenswert ist. Wenn Absitzanlagen fehlen, wird man zur Herbeiführung der nötigen Einwirkungsdauer wenigstens die Möglichkeit der Anlage provisorischer Erdbecken in der Weise vorsehen, daß im Notfalle irgendwelche freien Flächen (Hofräume, Lagerplätze oder dergl. mit Dammaufschüttung oder entsprechender Vertiefung) als Desinfektionsbecken verwandt werden können.

Die in Krankenhäusern in den Abteilungen für Infektionskrankheiten anfallenden Abwässer können eine dauernde oder zeitweise Desinfektion in besonderen, auf dem Krankenhausgrundstück einzurichtenden Beckenanlagen erforderlich machen, ehe man sie der städtischen Kanalisation zuführt. Hier gilt dann das gleiche, was vorher über die Desinfektion der Gesamtwässer gesagt ist; auch für diese Wässer empfiehlt sich an erster Stelle die Behandlung mit Chlorkalk.

Der in den Kläranlagen anfallende Schlamm — der frische sowohl als der ausgefaulte — ist nach den obigen Darlegungen gegebenen Falles besonders reich an Krankheitserregern. Die Desinfektion des Schlammes kann durch Chlorkalk bewirkt werden, ist aber noch schwieriger als die des

Abwassers. Sie kommt praktisch nicht in Frage, da für den Schlamm jederzeit (nicht nur zu Epidemiezeiten) eine hygienisch einwandfreie Beseitigung gefordert werden muß, wodurch eine besondere Behandlung zu Epidemiezeiten gegenstandslos wird.

Zusammenfassung:

Zur Verhütung der Übertragung ansteckender Krankheiten durch Abwässer ist

1. durch ortspolizeiliche Maßnahmen die Desinfektion infektiöser Auswurfstoffe am Krankenbette unter Einbeziehung verdächtiger Fälle sicherzustellen;
2. auf die Möglichkeit der zentralen Desinfektion in der Reinigungsanlage zu Epidemiezeiten von vornherein Bedacht zu nehmen; oder
3. geeignetes Gelände für ad hoc zu schaffende Desinfektionsräume von genügender Größe (Erdbecken usw.) bereitzuhalten; und
4. die erforderliche Zusatzmenge des vorgesehenen Desinfektionsmittels durch Versuche im großen festzustellen.

Literatur zu XV:

1) Spitta, Archiv f. Hyg., Bd. 38, 1900.
2) Royal Commission (London), appointed in 1898. Reports.
3) Dunbar u. Zirn, Vierteljahrsschrift für gerichtliche Medizin und öffentl. Sanitätswesen 1898.
4) Dunbar u. Korn, Gesundheitsingenieur 1904, Nr. 2.
5) Schuhmacher, Gesundheitsingenieur 1905, Nr. 22, 23, 24.
6) Schwarz, Gesundheitsingenieur 1906, Nr. 51.
7) Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage.
8) Gärtner u. Rubner, Arbeiten aus dem Kaiserl. Gesundheitsamt Bd. 19, S. 504.
9) Ohlmüller, Arbeiten aus dem Kaiserl. Gesundheitsamt Bd. 20, S. 300.
10) Rubner u. Schmidtmann, Arbeiten aus dem Kaiserl. Gesundheitsamt Bd. 20, S. 370.
11) Phelps u. Carpenter, The Sanitary Record Vol. XXXIX 1907, Nr. 896ff.
12) Kurpjuweit, Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1907, Heft 9.
13) Uhlenhuth u. Xylander, Arbeiten aus dem Kaiserl. Gesnndheitsamt Bd. 32, Heft 1.
14) Grimm, Antiformin zur Desinfektion von Abwässern, Mitteilungen aus der Königl. Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung 1910, Heft 13.
15) Büsing, Die Städtereinigung. 2. Heft. Stuttgart 1901.

Biologie des Trinkwassers, Abwassers und der Vorfluter.

Von

R. Kolkwitz in Berlin.

I. Biologie des Trinkwassers.

1. Quellwasser.

Sauerstofffreies, aus der Tiefe hervorquellendes Wasser ist organismenfrei, während Wasser solcher Quellen, welche sich in mehr oder weniger oberflächlichen, belüfteten Strängen, auf feuchten Wiesen oder in klüftigem Gelände sammeln, Organismen der verschiedensten Ordnungen enthalten kann. In diesen Fällen pflegt bei starken Regengüssen und zur Zeit der Schneeschmelze durch den erweichten Boden infolge von Ausschwemmungen getrübtes Wasser und infolge ungenügender Filtration eine gewisse Menge von Lebewesen durchzusickern, unter diesen in manchen Gegenden der hygienisch zwar belanglose, aber durch seine Länge auffällige Wurm *Haplotaxis gordioides = Phreoryctes menkeanus* (Taf. III, Fig. 30). Es gibt aber auch Fälle, wo trotz sterilen Sickerwassers das Sprudelwasser sogar gröbere Organismen enthält, nämlich dann, wenn der Auslaufsspalt bei mehr oder weniger horizontaler Lage nur zum Teil mit Wasser gefüllt ist und Insekten (z. B. *Chironomus coracinus*) und Algen (z. B. *Synedra ulna*) von der Öffnung aus in einem bald sich bildenden *organischen Filz* nach rückwärts vordringen. Zahlreiche Beispiele für das vorstehend Gesagte finden sich im und beim Harz, im Riesengebirge und in den Alpen.

Beim Vorhandensein von Grotten und unterirdischen Höhlen in klüftigem besonders kalkhaltigem Gestein kann Gelegenheit zur Entwicklung von zum Teil blinden Wasserorganismen gegeben sein, so im Karst, im fränkischen Jura, in den Gebirgen bei Paderborn u. a. a. O.

Als Beispiele seien genannt: *Proteus anguinus*, *Niphargus puteanus*, *Asellus cavaticus* und *Gammarus pulex var. subterraneus.* Solche Organismen pflegen sich aber nur dann zu entwickeln, wenn sich größere, unterirdische Ansammlungen von Wasser bilden; fehlen diese oder sind sie nur zeitweilig vorhanden, so werden solche Lebewesen nicht beobachtet (Kellerskopfstollen im Taunus bei Wiesbaden).

Die in manchen Quellwässern vorhandenen Organismen sind im allgemeinen beim Genuß des Wassers nicht gesundheitsschädlich, doch können auch Infektionen mit *Bacterium typhi* vorkommen; Beispiele hierfür finden sich bei A. Gärtner [1]; näheres siehe bei O. Spitta im gleichen Band des vorliegenden Werkes. Wo Infektionsgefahr besteht, müssen Quellwässer natürlich filtriert werden; die Frage, ob hygienisch die Notwendigkeit besteht, ein Quellwasser einer speziellen Reinigung zu unterwerfen, kann mit Hilfe der neueren Planktonmethoden auch in verwickelten Fällen in der Regel sehr leicht an Ort und Stelle ermittelt werden; vergl. Kolkwitz [2].

Weitere, biologisch interessante Quellerscheinungen, die aber hier nicht näher behandelt werden sollen, sind Schwefelquellen (mit *Beggiatoa* u. *Thiothrix*),

Eisenquellen (mit *Gallionella*); vergl. Adler [3], Kalksinterquellen (mit *Schizothrix*), Solquellen (mit *Nitzschien* und *Chlamydomonaden*) und warme Quellen (mit *Phormidium laminosum*, *purpurascens* u. a. m.).

Selbst die reinsten Quellen bieten, sobald sie ans Licht treten, die Möglichkeit zu reichlicher Entwicklung von Organismen. Welchen Gattungen diese angehören, hängt teils von der physikalischen und chemischen Beschaffenheit des Wassers und Bodens, teils von Zufälligkeiten ab. Weiche, aus granitenem Gestein entspringende Wässer pflegen im allgemeinen floristisch interessanter zu sein als harte, kalk- und magnesiahaltige Quellen, welche sich meist mehr durch die Menge der Individuen als durch die Mannigfaltigkeit der einzelnen Gattungen und Arten auszeichnen.

Als Beispiele lichtbedürftiger Algen und Moose in Quellen, besonders solchen der Gebirge, seien genannt: Kieselalgen (*Eunotia pectinalis* und *maior Naviculeen*, *Stauroneis*), Rotalgen (*Chantransia violacea*, *Lemanea fluviatilis*), Taf. III, Fig. 22 und 23, Grünalgen (*Cosmarium*, *Conferva*, *Ulothrix*) und Wassermoose (*Scapania*).

Werden dagegen die hervorsprudelnden Wässer sachgemäß gefaßt und einwandfrei an die Leitungsröhren angeschlossen, so unterbleibt die Entwicklung solcher Lebewesen. In praxi bieten indessen manche Quellstuben verschiedenen Organismen Gelegenheit zum Eindringen, z. B. Fröschen, oder zur allmählichen Entwicklung, so für manche Luftmoose wie *Marchantia*, *Pellia* u. a. m.

Wird das Trinkwasser in Sickerstollen gesammelt oder durch Drainröhren im Boden geleitet, so können Verstopfungen der Schlitze und Fugen durch Baumwurzelfasern, wie es F. Ludwig [4] näher ausführt, und durch gewisse Pilzstränge eintreten.

Als Beispiele seien genannt: Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Roßkastanie (*Aesculus hippocastanum*), Buche (*Fagus silvatica*), Erle (*Alnus*) und *Rhizomorpha*-Stränge vom Halimasch (*Armillaria mellea*). Durch Entfernen der verstopfenden Zöpfe kann die ursprüngliche Ergiebigkeit der Wasserversorgungsstellen meist leicht wieder hergestellt werden. Nadelhölzer tragen zu solchen Verstopfungen viel weniger bei als Laubhölzer.

2. Grundwasser (Enteisenung).

Die Eigenfarbe der Grundwässer ist in dicker Schicht im durchfallenden Licht blau, blaugrün, grün, gelb oder braun. Diese Farbe wird niemals durch Organismen, sondern stets nur durch selektive Lichtabsorption seitens des Wassers an sich oder durch gelöste bezw. pseudogelöste chemische Substanzen bedingt. Blau ist das Wasser im Blautopf bei Blaubeuren, blaugrün im Wasserreservoir auf dem Galgenberg bei Hildesheim, grünlich bis gelb ist in dicker Schicht die Farbe des Trinkwassers in Berlin und seinen Vororten und endlich braun das Wasser in moorigen Gegenden; vergl. Kolkwitz [5].

Ein gewisser Gehalt der Grundwässer an geeigneten organischen Substanzen, wahrscheinlich Salzen der organischen Säuren, der häufig von Eisen- und Ammoniakverbindungen begleitet ist, bedingt Entwicklung von Eisenbakterien, falls der nötige Sauerstoff zur Verfügung steht. Brunnen, welche beim Ansteigen des Grundwassers nach einem gewissen Tiefstand reichliche Mengen von Eisenbakterien (z. B. *Clonothrix fusca*, Fig. 100) liefern, können bei hohem Wasserstand, also geringer oder fehlender Belüftung, arm daran sein.

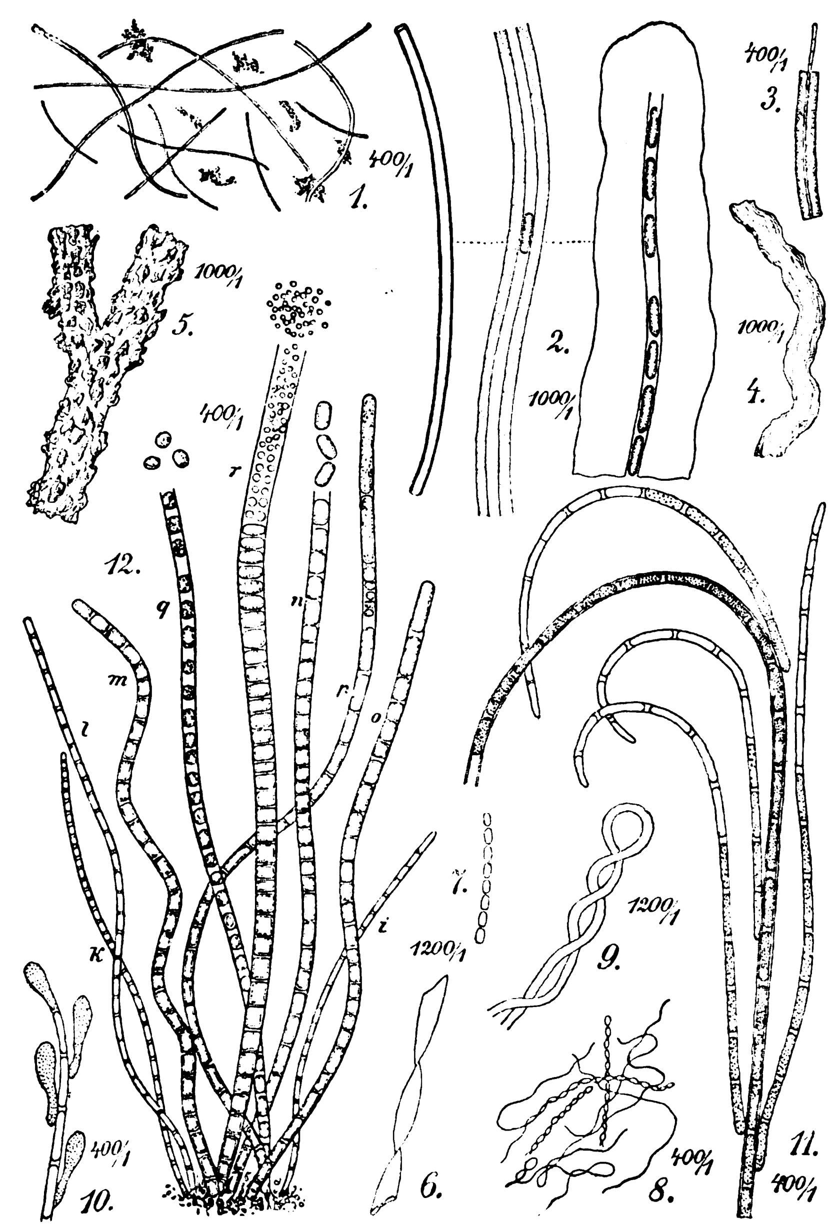


Fig. 100. Eisenbakterien (nach R. Kolkwitz).
1. Fäden von *Chlamydothrix ochracea* mit starren Scheiden. Dazwischen Flöckchen von Eisenoxydhydrat. — 2. Leere, starre Scheide. Gallertscheide, im Innern mit nur einer Zelle. Mit Eisenoxydeinlagerung. Verquollene Schleimscheide mit 7 Zellen. — 3. Faden von *Chlamydothrix ochracea* mit dicker Scheide. Diese mit Eisenoxydeinlagerung. — 4. Alte Scheide mit Eisenoxydeinlagerung. — 5. Zwei mit ihren Scheiden verklebte alte Fäden von *Chlamydothrix ochracea*, Dichotomie vortäuschend. Mit Ein- und Auflagerungen von Eisen- und Manganoxyd. — 6. Zwei durch eine flache Gallertmasse verklebte Fäden von *Gallionella ferruginea*. — 7. Mutmaßlicher junger Faden von *Gallionella*. — 8. Mikroskopisches Habitusbild der Fäden von *Gallionella ferruginea*. — 9. Ein einzelner Faden, stärker vergrößert. — 10. Mutmaßliche Fortpflanzungszellen von *Clonothrix fusca*. — 11. Mikroskopisches Habitusbild von *Clonothrix fusca*. — 12. Mikroskopisches Habitusbild von *Crenothrix polyspora*.

Schwankt in ein und demselben Wasserwerk die chemische Beschaffenheit des Wassers, so können bei Gegenwart von Schwefelwasserstoff, der in Grundwässern sehr häufig vorkommt, die Eisenbakterien zeitweise durch Schwefelbakterien (z. B. *Thiothrix nivea*) abgelöst werden.

Die Eisenbakterien pflegen in ihren Scheiden Eisenverbindungen zu speichern und dadurch Ockerfarbe anzunehmen; werden Manganverbindungen, die gleichfalls nicht selten auftreten, eingelagert, so erscheinen die Fäden tief kaffeebraun. *Chlamydothrix ochracea* (siehe Fig. 100) und wahrscheinlich alle Eisenbakterien speichern das Eisen fakultativ, wie spezielle Versuche und ihre Verbreitung in der freien Natur gezeigt haben. So findet sich z. B. *Crenothrix polyspora* außer in Brunnen und Wasserleitungen, wo sie oft dunkle Farbe besitzt, auch im Uferfilz von Flüssen und Gräben, nicht selten ohne jede Einlagerung von Eisen- oder Manganverbindungen. *Clonothrix fusca* gedeiht im Freien an ähnlichen Orten, in Brunnen besonders im Elbtal bei Dresden, im Ruhrtal und a. a. O. *Gallionella ferruginea* endlich kommt wohl nur in Grundwässern von geringer Nährkraft vor; sie erweckt den Anschein einer Kümmerform.

Die Einlagerungen in die Scheiden bedingen in der Regel in diesen ein mehr oder weniger starkes Aufquellen, so daß in Wasserleitungen die an sich schon lästigen Eisenablagerungen durch die Beimengung der genannten Bakterien ganz erheblich an Volumen zunehmen. Schilderungen von Eisenbakterienkalamitäten in Wasserleitungen finden sich unter anderem bei Zopf [6] und de Vries [7]; Näheres über die Eisen- und Manganorganismen selbst siehe bei Kolkwitz [8] und Molisch [9].

Durch Rieseln in Enteisenungsanlagen (vergl. O. Spitta, Bd. II) und durch nachfolgende Sand- oder Kiesfiltration werden die Nährstoffe für die Eisenbakterien zum größten Teil ausgefällt und diesen dadurch die Hauptexistenzbedingungen geraubt. Die Ausfällung der organischen Substanzen ist daran kenntlich, daß der Kaliumpermanganatverbrauch des enteiseneten Wassers abnimmt. In den Enteisenern selbst mit ihrer ständig dunstgesättigten Atmosphäre über den berieselten Kokstürmen, Ziegelsteinpackungen oder Holzhürden sind die nassen Stein-, Glas- und Holzwände ähnlich wie in den feuchten Gewächshäusern, in Badeanstalten, manchen Weinkellern, Höhlen oder Grotten mit Adhäsionskulturen von Gallertbakterien (*Leucocystis cellaris*), sowie stellenweise mit Moospflänzchen (z. B. *Funaria hygrometrica*, *Ceratodon purpureus* und *Webera albicans*) und Pilzen wie *Lachnea scutellata*, *Coprinus* und *Omphalia* überzogen. Um die Entwicklung der lichtbedürftigen Moose zu hemmen, ist das Anbringen grüner Scheiben oder grüner Matten für die Enteisener zu empfehlen, da Grün für assimilierende Pflanzen physiologisch Dunkel bedeutet. Bezüglich näherer Einzelheiten über die Physiologie der Kohlenstoffassimilation sei auf die Arbeiten von Stahl [10] und Kniep und Minder [11] verwiesen.

Nach dem Passieren der Enteisener und Filter gelangt das Wasser in die zu den Stellen des Verbrauchs führenden Leitungsröhren, wohin naturgemäß auch vereinzelte Keime von Eisenbakterien u. a. m. gelangen. Diese setzen sich an den Innenwandungen der Eisenrohre fest und können z. T. zu kleinen Büschelchen heranwachsen, die aber meist nur bei starkem und ruckweisem Spülen der Leitungen in größerer Menge losreißen.

Es ist wahrscheinlich, daß solche lokalen Ansiedelungen von Spaltpilzen den ersten Anstoß zum Entstehen von Rostpickeln geben; vergl. Schorler [12].

Das Eisen wird durch die Scheiden der Fäden gespeichert, worauf das weitere Wachstum der Pickel zu Knollen auf rein chemisch-physikalischem Wege erfolgen dürfte. Nach den Untersuchungen von Kröhnke [13] spielt außerdem die Beschaffenheit der Innenhaut und die Struktur der Eisenrohre für das Rosten eine wesentliche Rolle. Ähnlich diesen Vorgängen ist übrigens das Entstehen und Wachstum der See- und Wiesenerze, wie aus den Arbeiten von Potonié [14], Molisch [9] u. a. m. ersehen werden kann.

Der Rost an den Innenwandungen der Röhren pflegt aus dem Wasser zu stammen, wenn diese mit einem mehr oder weniger deutlich ausgeprägten „organischen Filz" überzogen sind, dagegen aus den Wandungen, wenn dieser Überzug fehlt.

Viele Grundwässer werden aus bedeutender Tiefe, beispielsweise 40 m unter Terrain, entnommen, wobei in der Regel eine ziemlich konstante Beschaffenheit zu beobachten ist. Liegen die Entnahmestellen dagegen flach und etwa noch in der Nähe von Flußläufen, so kann, besonders bei Überschwemmungen oder stark schwankendem Wasserstand, eine Beeinflussung des Grundwassers stattfinden, die ihrerseits auch wieder einen Einfluß auf vorhandene Wasserorganismen ausüben kann. Liegen die der Wasserversorgung dienenden Brunnen auf Wiesen, welche gedüngt werden, so kann unter Umständen, besonders wenn die Brunnen flach sind, eine Beeinträchtigung des Wassers durch die Dungstoffe stattfinden.

3. Wasser aus Flachbrunnen (Kesselbrunnen, Zisternen).

Primitive Trinkwasserschöpfstellen und Regenwasserbecken pflegen in der Regel eine gewisse Mannigfaltigkeit an Organismen aufzuweisen; manche solcher Brunnen könnte man geradezu mit Aquarien vergleichen. Die Belebtheit derartiger Brunnenwässer ist übrigens seit langem bekannt und wird bereits im Mittelalter und wohl auch früher geschildert; vergl. Gesner [15].

Eine Aufzählung und Beschreibung von hier in Betracht kommenden tierischen Organismen findet sich bei Vejdovsky [16]; die pflanzlichen und pflanzenähnlichen Organismen rekrutieren sich nach meinen Erfahrungen vorwiegend aus den Ordnungen der *Schizomycetes*, *Euglenales*, *Cryptomonadales*, *Bacillariales*, *Protococcales*, *Confervales*, *Phycomycetes* und *Hyphomycetes*. Dazu können sich Staubbestandteile u. a. m. gesellen, z. B. Vogelfederstrahlen, Haare, Textilfasern, Stärkekörner und Waschblau. Reste von Moosen brauchen nicht Bestandteile der in einem Brunnen vorhandenen Vegetation zu sein, da Moosbüschel häufig als Stopfmaterial für die unteren, wasserdurchlässigen Fugen am Grunde der Brunnen dienen. Handelt es sich dagegen um Zisternen für Regenwasser von Dächern strohgedeckter Bauernhäuser, so pflegen eingeschwemmte Moose (z. B. *Ceratodon purpureus*) von diesen zu stammen. In solchen Zisternen kann sich nach Regenfällen ein trübes Wasser sammeln, in dem sich mit der Zeit öfter Kleinkrebschen (*Daphnia pulex*) einstellen, welche zur Klärung des Wassers und zur Bakterienverminderung beizutragen pflegen. In Brunnen, welche störende, schwierig zu entfernende Kleinkrebschen enthalten, werden bisweilen Fische eingesetzt, denen diese Organismen zur Nahrung dienen; man kann das Zurückhalten dieser Kleinkruster aber auch durch entsprechend angebrachte Siebe erreichen.

Näheres siehe bei O. Spitta, Bd. II. Abbildungen typischer, schlechter Brunnen findet man bei Teale [17].

4. Wasser aus Talsperren (Rieselwiesen, Schnellfilter, Vorschalttücher).

In den bergigen Gegenden des Rheinlandes, Westfalens, Schlesiens, des Elsaß, im Harz und a. a. O. wird Bachwasser mit Vorteil in Talsperren aufgespeichert und als Trink- und Betriebswasser verwendet. Über die Größe von Talsperren möge folgende Tabelle Aufschluß geben:

Stauinhalt einiger Talsperren.

	cbm
Talsperre der Stadt Chemnitz im Stadtguttal bei Einsiedel	300000
„ „ „ Remscheid im Eschbachtal	1065000
„ „ „ „ „ Neyetal	6000000
„ „ „ Barmen im Herbringhausertal	2400000
„ „ „ „ „ Kerspetal (im Bau)	15000000
Urfttalsperre in der Eifel (nicht für Trinkwasser)	45500000
Edertalsperre in Waldeck (im Bau, nicht für Trinkwasser)	220000000

Über die hygienische Beurteilung des Talsperrenwassers, speziell vom bakteriologischen Standpunkt, vergleiche man O. Spitta Bd. II, Intze [18], Fraenkel und Kruse [19], über die biologische Beurteilung Kolkwitz [20]. Neuere Darstellungen über den Bau der wichtigsten Talsperren finden sich bei C. Borchardt [21], über deren Betrieb bei demselben Autor [22].

Die meisten deutschen Talsperren gehören zum Typus der grünen Seen (vergl. Lit. No. 5).

In neuerer Zeit ist gerade bei Talsperrenuntersuchungen die Biologie mit besonderem Erfolg in den Dienst der Hygiene getreten und zwar bezüglich der Beurteilung der Wasserbeschaffenheit und der Filtrationsmethoden. Die Talsperrenbecken haben nicht nur den Zweck, Wasservorräte aufzuspeichern, sondern auch etwaige, durch die Zuflußbäche zugeführte Infektionskeime durch Selbstreinigungsprozesse zu vernichten. Der Wasserfachmann nimmt deshalb den Nachteil, die durch den Aufenthalt in der Sperre entstandenen Planktonorganismen wieder aus dem Wasser durch Filtration zu entfernen, gern in den Kauf; vergl. Reichle [23].

Als selbstreinigende Faktoren in Talsperren kommen folgende in Betracht:

1. Der lange Aufenthalt des Wassers in großen Talsperren, der allein schon die Lebensfähigkeit pathogener Keime in Frage stellen kann.

2. Die große Verdünnung, welche infektiöses Wasser in Talsperrenbecken erfährt, so daß beim Genuß des Wassers keine größeren Mengen von Krankheitskeimen in den menschlichen Darm gelangen können.

3. Die Sedimentation, durch welche etwaige infektiöse Organismen in die Tiefe gerissen werden können, wo sie durch Konkurrenzkampf bedroht sind.

4. Die Belichtung, welche, wenn sie grell ist, pathogene Keime schädigt.

5. Bakterienfresser, welche sich sowohl im freien Wasser, am Ufer als am Grunde befinden. Als solche kommen von allem in Betracht: *Flagellata, Ciliata, Rotatoria, Bryozoa* und *Crustacea*. Es läßt sich meist kein Kubikzentimeter Talsperrenwasser schöpfen, der nicht selbst im Winter in seinem Mischplankton einige Bakterienfresser enthielte.

6. Belüfter, welche das aufgespeicherte Wasser mit Sauerstoff versorgen und es vor weitgehender Verdumpfung schützen. Als hierher ge-



hörige Vertreter kommen Planktonalgen in Betracht und zwar aus der Gruppe der *Chrysomonadales*, *Peridiniales*, *Bacillariales*, *Conjugatae* und *Protococcales*.

In nordamerikanischen Staubecken gesellen sich zu diesen noch wasserblütebildende Spaltalgen (*Schizophyceae*) wie *Anabaena flos aquae* u. a. m., welche massenhaft auftreten und den Geschmack des Wassers nachteilig beeinflussen können. Nach den Mitteilungen von Moore und Kellermann [24] wird dort zu ihrer Bekämpfung Kupfersulfat verwendet; vergl. außerdem Whipple [25].

Bei heimischen Talsperren ist eine störende Geschmacksverschlechterung des Wassers durch Planktonorganismen bisher nicht bekannt geworden, doch können *Asterionella formosa* und *Gymnodinium palustre* durch massenhaftes Auftreten, letztgenanntes besonders durch Schleimbildung, den Filtrationsprozeß erschweren.

Ein Angreifen der Mauersubstanz durch Organismen (biologischer Mauerfraß) ist bisher noch nicht beobachtet worden.

Die Entnahme von Trinkwasser aus Talsperren erfolgt im allgemeinen in der Tiefe der Staubecken, weil es hier relativ niedrige Temperatur besitzt und bei tiefen Becken oft ziemlich arm an Plankton ist, demnach also, bei Mangel sonstiger Schwebestoffe, verhältnismäßig langsam die Filter verstopft.

Die Behandlung des Wassers vor der Verwendung zu Trinkzwecken ist bisher nicht überall die gleiche. So wird es beispielsweise in Remscheid der Vorbehandlung durch horizontal liegende Borchardtsche Filtertücher [26] und nachfolgender langsamer Sandfiltration unterworfen, in Lennep durch Schnellfilter geschönt und in Haspe durch Passieren von Rieselwiesen gereinigt. An manchen Stellen wird es auch unfiltriert genossen, doch lassen sich hiergegen hygienische Bedenken erheben, obgleich Erkrankungen durch Genuß von Talsperrenwasser bisher noch nicht vorgekommen sind; vergl. O. Spitta, l. c. Bei kleinen Talsperren kann nämlich zur kalten Jahreszeit, wenn die Oberfläche gefroren ist, plötzlich in großer Menge einströmendes Schmelz- und Regenwasser über das Eis zur Mauer hinfließen und demnach nicht den vorstehend genannten Selbstreinigungsprozessen unterliegen, deren Wirksamkeit erwünscht ist, da selten ein Niederschlagsgebiet hygienisch vollkommen einwandfrei ist.

Bei Filtration des Wassers durch Rieselwiesen (vergl. Kolkwitz und Thiesing [27]) wird, falls Eisenverbindungen aus dem Gestein ausgelaugt worden sind (vergl. Thiesing [28]), das Wasser gleichzeitig enteisenet und ein eventuell matter Geschmack desselben bei besonders niedrigem Wasserstand wieder aufgefrischt, da der Boden geschmacksverbessernd und desodorisierend wirken kann. Zur Vermeidung von Bodenausschwemmungen muß darauf geachtet werden, daß der Wasserstand in den Wiesen nicht zu stark und plötzlich schwankt. Die Kontrolle des Wirkungseffektes bei Rieselwiesen, Schnellfiltern und dergl. geschieht zweckmäßig nach planktologischen Methoden.

Da das Wasser aus Talsperren weich zu sein pflegt, ist es zweckmäßig, es auf seine bleilösenden Eigenschaften zu prüfen. Ob ein Schutz der Bleirohrleitungen hiergegen immer nur auf chemischem und nicht auch auf biologischem Wege durch Bildung eines dünnen „organischen Filzes“ zustande kommt, ist noch nicht näher untersucht.

5. Wasser aus Seen.

Die Wasserversorgung der Städte aus Seen führt in hygienisch-biologischer Beziehung zu ähnlichen Betrachtungen wie die Versorgung aus Talsperren, nur enthalten nicht alle Seen so ausgesucht reines Wasser wie Talsperren, deren Typus im Gegensatz zu Seen in sanitärer Beziehung ziemlich einheitlich zu sein pflegt. Auch in anderen Beziehungen können große Unterschiede bestehen, da z. B. manche natürliche Seen weder Zuflüsse noch Abflüsse, die oberirdisch sichtbar sind, besitzen und bezüglich ihrer Krautbestände große Differenzen, die auf Farbe und Geschmack des Wassers von Einfluß sind, zeigen können. Nährstoffreiche Seen enthalten oft üppig entwickelte Wasserpflanzen, während solche mit nur geringer Nährkraft kümmerliches Benthos enthalten können. Außerdem verdient Erwähnung, daß Talsperren meist im Gebirge liegen und Gebirgsseen vergleichbar sind, während viele Seen Niederungsgewässer sind und dann häufig sehr planktonreich sein können. Relative Planktonarmut und besondere Klarheit des Wassers zeigen im allgemeinen große Seen, welche viel Schneeschmelzwasser aufnehmen, z. B. Genfer See, Lago maggiore, Gardasee u. a. m. Zur Charakterisierung nach den Sichttiefen, gemessen durch Versenken einer weißen Scheibe, nach der Farbe, dem Gehalt an organischer Substanz und der Planktonmenge diene folgende Übersicht:

	Maximale Sichttiefe	Farbe im durchfallenden Licht	Permanganatverbrauch pro Liter	Planktonmenge pro cbm
Genfer See	21 m	blau	1—3 mg	gegen 1 ccm
Barmer Talsperre bei Herbringhausen .	9—10 m	grün	im Mittel 6—7 mg	oft gegen 10 ccm
Tegeler See	3 m	gelb	ca. 25—40 mg	bei Wasserblüte über 100 ccm

Aus dem Genfer See wird die Stadt Genf direkt, d. h. ohne Filtration, versorgt. Solches Trinkwasser bezeichnet F. A. Forel [29] als besonders brauchbar, da es in der Tiefe arm an Mikrobien, gelegentlich sogar fast keimfrei und überhaupt ausgezeichnet gereinigt ist. Solches Seewasser ist nach ihm dem Quellwasser überlegen und zwar wegen seiner relativ gleichmäßigen Temperatur, Reinheit, Beständigkeit und Menge. Für die Anbringung der Saugvorrichtung wird verlangt, daß die Eintrittsöffnung sich 30—40 m unter der Oberfläche befindet und das Ende des Saugrohrs aufwärtsgebogen ist, so daß sich die Öffnung 4—5 m über dem festen Grund befindet. Außerdem soll nach F. A. Forel die Saugvorrichtung auf dem Rücken einer Erhebung zwischen zwei in der Tiefe befindlichen Gräben angebracht werden.

Bei der Projektierung einer Wasserversorgung für die Stadt St. Gallen aus dem Bodensee fanden eingehende, grundsätzliche Erörterungen über den Wert von Quell- und Seewasser statt; vergl. St. Gallen [30]. Das ordnungsgemäß entnommene, in der Tiefe planktonarme Seewasser wurde mit Recht als sehr geeignetes Trinkwasser erklärt und zur Versorgung mit herangezogen. Wegen der verhältnismäßig nahen Lage der teilweise in den See entwässernden Stadt Rorschach wird das Wasser, um es gegen jeden Zweifel einwandfrei zu machen, durch Sandfilter gereinigt.

Das aus den Stauteichen des Oberharzes zur Speisung einiger Ortschaften entnommene Trinkwasser wird teils filtriert, teils unfiltriert ent-

nommen. Der Pollen blühender Tannen, welcher auf diesen Gewässern zeitweise schwefelgelbe Überzüge am Ufer bilden kann, trägt zur Verschlechterung des Wassers in gesundheitlicher Beziehung nicht bei.

In der norddeutschen Tiefebene kann bisweilen trotz Filtration die Verwendung hygienisch einwandfreien Seenwassers Schwierigkeiten bieten und zwar wegen der Menge des Planktons und wegen der Kleinheit der Planktonten, die tief in die Filtersandschichten eindringen, dort in Zersetzung übergehen und Betriebsstörungen zu verursachen vermögen (z. B. durch *Aphanizomenon*).

6. Flußwasser (Vorbehandlung, langsame Sandfiltration).

Die nordamerikanischen Flüsse zeigen im allgemeinen stärkere mineralische Trübungen als die europäischen, weshalb die Methoden der Vorklärung (Sedimentation, Fällung) in Amerika ausgiebiger angewendet werden als bei uns. Solche Vorklärungen können auf die Quantität und Qualität des Organismenbestandes im Wasser einen wesentlichen Einfluß ausüben. Dies gilt in besonders ausgesprochenem Maße von den zur Vorreinigung des Elbwassers dienenden Puech-Chabal-Stufenvorfiltern der Stadt Magdeburg, welche besonders zur warmen Jahreszeit ähnliche Wirkungen wie biologische Tropfkörper ausüben; vergl. dazu auch O. Spitta, Bd. II.

Für gewöhnlich wird bei uns Flußwasser ohne besondere Vorreinigung direkt auf Sandfilter geleitet und der langsamen Filtration unterworfen. Hierbei bildet das Euplankton und das Pseudoplankton eine Schicht auf der Oberfläche des Sandes, welche mit der Zeit eine solche Dichte erreicht, daß die erforderliche Ergiebigkeit der Filter nachläßt, mithin die mechanische Entfernung dieser Schicht nötig wird. Die Sandschichten unter der Filterhaut sind gleichfalls reichlich belebt und ähnlich wie in biologischen Tropfkörpern an der Reinigung des Wassers beteiligt. Wird der Filterdruck verändert, z. B. infolge gröblicher Verletzung der Filterhaut, so wird auch der Filtereffekt in den tieferen Schichten unter Umständen gestört.

Abbildungen von Filterhäuten und Organismen in diesen finden sich in der Arbeit von Kemna [31]. Die Arbeit von Kraepelin [32] über die Fauna der Hamburger Wasserleitung, als diese mit unfiltriertem Elbwasser gespeist wurde, leitet schon zur Biologie der Vorflut über.

Die Kontrolle des Wirkungseffektes der Sandfilter wird erfolgreich durch die bakteriologische Methode ausgeübt, doch sind auch gelegentliche planktologische Untersuchungen zu empfehlen. Über die Bewertung der bakteriologischen Kontrolle vergleiche man K. Schreiber [33].

Die Hochbehälter können mit dem Staub kleine Organismen dem Wasser zuführen, doch gibt deren Anwesenheit in den Leitungen bei ordnungsmäßigem Betrieb keinen Anlaß zu irgendwelchen Bedenken. Über konstante Bewohner des filtrierten Wassers vergl. Kolkwitz [34] und Razzeto [35].

Luftatmende Tiere, z. B. *Lepisma saccharina*, können gelegentlich in die Leitungshähne kriechen und dann mit dem Wasser ausgespült werden; das angebliche Vorkommen von Egeln bei Wasserentnahme aus den Zapfhähnen guter Leitungen, so von *Piscicola geometra* oder gar von Seefischen wie *Syngnathus acus*, beruht aber auf absichtlichen oder unabsichtlichen Täuschungen. Aale (*Anguilla vulgaris*) können vielleicht von dem Altersstadium an, wo sie befähigt sind, sich in den Grund einzuwühlen, Sandfilter durchdringen.



Offene Gänge werden sich dadurch aber wohl nicht bilden können, weil die entstandenen Öffnungen sich sogleich wieder schließen würden.

Literatur zu I:

1) Gärtner, A., Die Quellen in ihren Beziehungen zum Grundwasser und zum Typhus. Klin. Jahrb. Jena 1902. Bd. 9.
2) Kolkwitz, R., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1903, Heft 2, S. 23—27.
3) Adler, O., Zentralbl. f. Bakt. II. Abt., 1904, Bd. 11.
4) Ludwig, F., Z. f. Med.-Beamte 1907, Bd. 20, S. 65—68.
5) Kolkwitz, R., Viertelj. f. öff. Gesundheitspfl. 1910, Bd. 42, Heft 2, S. 305—317.
6) Zopf, W., Entwicklungsgeschichtliche Untersuchung über Crenothrix polyspora. Die Ursache der Berliner Wasserkalamität. Berlin 1879.
7) Vries, H. de, Die Pflanzen und Tiere in den dunklen Räumen der Rotterdamer Wasserleitung. Bericht üb. d. biologischen Untersuchungen der Crenothrix-Kommission zu Rotterdam vom Jahre 1887. Jena 1890.
8) Kolkwitz, R., Schizomycetes, Spaltpilze, Bacteria. Kryptfl. d. Mark Brandenburg 1909, Bd. 5, S. 1—186. Unter spezieller Berücksichtigung der Wasserorganismen ausführlich referiert in der Zeitschrift „Wasser und Abwasser“ 1910, Bd. 2, S. 455—465.
9) Molisch, H., Die Eisenbakterien. Jena 1910.
10) Stahl, E., Zur Biologie des Chlorophylls. Laubfarbe und Himmelslicht, Vergilbung und Etiolement. Jena 1908.
11) Kniep, H. u. Minder, F., Z. f. Bot. 1909, Bd. 1, S. 619—650.
12) Schorler, B., Zentralbl. f. Bakt. II. Abt. 1906, Bd. 15, S. 564.
13) Kröhnke, O., Ges.-Ing. 1910, Nr. 22.
14) Potonié, H., Die Sapropelite. Abh. d. Kgl. Preuß. Geol. Landesanst. Neue Folge, 1908, Heft 55, S. 1—251.
15) Gesner, Konrad, Tierbuch. Zürich 1563. Spezieller Teil: Fischbuch 1575, S. 197.
16) Vejdovsky, Tierische Organismen der Brunnenwässer von Prag. Mit 8 Tafeln. 4°. Prag 1882.
17) Teale, Pridgin, Lebensgefahr im eigenen Hause. Ein illustrierter Führer zur Erkennung gesundheitlicher Mängel im Wohnhause. 4. Aufl. Deutsch. 1888.
18) Intze u. Fraenkel, Viertelj. f. öff. Gesundheitspfl. 1901, Bd. 23, Heft 1.
19) Kruse, Z. f. Hyg. 1908, Bd. 59.
20) Kolkwitz, R., Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1905.
21) Borchardt, Carl, Denkschrift zur Einweihung der Neye-Talsperre bei Wipperfürth. Remscheid 1909.
22) Borchardt, Carl, Jahresberichte über das Wasserwerk der Stadt Remscheid.
23) Reichle, C., Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1910.
24) Moore u. Kellermann, Bull. No. 64 of the U. S. Depart. of Agriculture. Washington 1904. S. 1—44.
25) Whipple, G. Ch., The mikroscopy of drinking-water. 2. Aufl. 1908.
26) Borchardt, Carl, Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1904, S. 210.
27) Kolkwitz u. Thiesing, Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwässerbes. 1904 Heft 5, S. 130.
28) Thiesing, H., Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1908.
29) Forel, F. A., Internat. Revue d. ges. Hydrobiol. u. Hydrographie 1908, Bd. 1, S. 525.
30) St. Gallen, Gutachten und Antrag an die politische Gemeinde, betreffend Ergänzung der Wasserversorgung der Stadt St. Gallen aus dem Bodensee, 1893.
31) Kemna, Ad., Bull. Soc. Belge de Géol. 1900, Bd. 13, S. 34—50.
32) Kraepelin, K., Abh. d. Nat. Ver. Hamburg 1885. Bd. 9.
33) Schreiber, Karl, Vortrag gehalten am 15. Sept. 1908 in Wiesbaden. Techn. Gemeindeblatt 1908/9, Bd. 11.
34) Kolkwitz, R., Journ. f. Gasbel. u. Wasservers. 1907.
35) Razzeto, Hyg. Rundsch. 1908, Bd. 18, S. 1020—1025.



II. Biologie des Abwassers und der Vorfluter.

1. Städtische Abwässer, Rieselfelder, biologische Körper.

Infolge ihres Gehaltes an Eiweißsubstanzen bezw. Polypeptiden, ferner an Kohlehydraten, Phosphaten, Kaliverbindungen u. a. m. in einer Konzentration von etwa 0,1 Proz. bilden die städtischen Abwässer eine vorzügliche Nährlösung für Saprophyten und Saprozoen, die beim Stehen von Abwasser in größerer Individuenzahl aufzutreten pflegen als in natürlichen Gewässern. Hierher gehörige Vertreter sind z. B. Pflanzen wie *Streptococcus margaritaceus*, *Sarcina paludosa*, *Bacterium vulgare*, *B. coli*, *Bacillus subtilis*, *Spirillum volutans*, *Sp. undula* u. a. sp., *Beggiatoa alba* u. a. sp., *Lamprocystis roseo-persicina*, *Polytoma uvella* u. a. m. und Tiere wie *Bodo putrinus*, *caudatus*, *saltans*, *Cercobodo longicauda*, *Trepomonas rotans*, *Hexamitus inflatus* u a. sp., *Paramaecium putrinum*, *Vorticella microstoma*, *putrina* u. a. m. Unter den genannten Spaltpilzen finden sich neben Entfäulern auch Fäulniserreger, welche das Abwasser in stinkige Zersetzung überführen, während die tierischen Organismen bei im allgemeinen schwach entfaulender Wirkung im wesentlichen als Bakterienfresser tätig sind. Alle tragen zur Zehrung des meist nur in sehr geringer Menge vorhandenen Sauerstoffs bei, dessen Gehalt dann leicht auf Null sinken kann. Bezüglich der Literatur über bakterienfressende Flagellaten u. a. m. vergleiche man Emmerich und Gemünd [1], Huntemüller [2], Knörrich [3], Schepilewsky [4] und Stokvis [5].

Läßt man Abwasser einige Tage lang ruhig stehen, so sammeln sich die sauerstoffbedürftigeren Formen an der Oberfläche, während die anderen mehr oder weniger gleichmäßig in der Flüssigkeit verteilt bleiben oder sich an den Wänden bezw. am Boden befinden. Vergl. dazu Taf. I, Fig. 15.

Die Dicke und biologische Zusammensetzung der an Bakterienzooglöen reichen Schwimmschicht ist nach Kolkwitz ([6] S. 59) ein wichtiges Reagens auf Fäulnis bezw. Zersetzung; diese Organismenreaktion möge als „*Zoogloea-Test*" bezeichnet werden. Er kann besonders da für die Beurteilung von Bedeutung sein, wo eine eigentliche Nachfaulung des sich reinigenden Abwassers (unter Entwicklung von Schwefelwasserstoff durch *Bacterium vulgare* u. a. m.) beim Stehen nicht eintritt, das Wasser aber doch einen unangenehmen, dumpfigen Geruch aufweist.

Die Sichttiefe des städtischen Rohwassers, gemessen durch Versenken einer weißen Scheibe, beträgt im allgemeinen 5—6 cm, die des mittelgut gereinigten 20—30 cm, die des gut gereinigten meist über 1 m.

Die Reinigung des Wassers durch Rieselfelder mit geeignetem Boden gilt mit Recht als ein sehr gutes Verfahren. Solche Felder müssen in der Regel größer sein als das Areal der zugehörigen Stadt; das für jede Person nötige Rieselland nimmt man bei Mischsystem in der Regel zu etwa 33 qm an.

Vor dem Aufleiten auf die Felder wird der größere Teil des Fettes und der Sinkstoffe (Papierfasern, gröbere Speisereste u. a. m.) zweckmäßig abgefangen und durch längeres, meist mindestens einjähriges Lagern „gar" und dadurch für Dungzwecke verwendbar gemacht. Die Gare wird durch bakterielle Tätigkeit, durch Pilzmyzelien (z. B. von *Stropharia merdaria* und *Coprinus stercorarius*), sowie durch Insektenlarven und Würmer bewirkt. Es kann wohl als ziemlich sicher gelten, daß etwaige in diesem Schlamm vorhandene Krankheitskeime durch dessen Lagern weitgehend vernichtet werden.

Die Abwässer sind, als Dungstoff betrachtet, verhältnismäßig stickstoffreich, dagegen ziemlich kali- und phosphorarm. Unter den Kulturpflanzen, welche viel Bodenberieselung mit Abwasser vertragen, steht an erster Stelle das italienische Raygras (*Lolium italicum*). Diesem werden oft in geringer Menge Timotheegras (*Phleum pratense*) und Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) beigemischt; die Wiesen können in guten Jahren siebenmal geschnitten werden. Gleichfalls reichlich berieselt werden Rhabarber (*Rheum rhaponticum*) und Sellerie (*Apium graveolens*). Nicht mehr bewässert werden nach der Saat: Hafer (*Avena sativa*), Weizen (*Triticum vulgare*), Roggen (*Triticum cereale*), Gerste (*Hordeum vulgare*), Runkelrübe (*Beta vulgaris*), z. T. Spinat (*Spinacia oleracea*), Rübsen (*Brassica rapa*), Raps (*Brassica napus*) und Kartoffel (*Solanum tuberosum*), falls sie nicht auf erhöhten Beeten gezogen wird. Außerdem werden unter anderen Gewächsen fast alle Sorten von Kohl (*Brassica oleracea*) kultiviert, mit Vorteil auch Weiden (*Salix viminalis*) an den Hängen der Draingräben.

Im Winter tritt an Stelle des Rieselfeldbetriebes eine Art intermittierender Filtration, durch welche der Reinigungseffekt, zumal bei der niedrigen Temperatur, unter Umständen verringert werden kann, so daß in den Gräben, welche das aus den Drainröhren ausfließende Wasser aufnehmen, Pilzwucherungen von *Sphaerotilus natans*, *Mucor* und *Leptomitus lacteus* auftreten können. Ein etwaiges Übermaß dieser Pilze wird durch Räumen der Gräben und durch Einleiten der Drainwässer in große Fischteiche beseitigt, in denen gleichzeitig der Mineralisationsprozeß des Drainwassers und die Vernichtung etwaiger Krankheitskeime weiter fortschreitet. Die Organismen des gereinigten Wassers gehören der β-mesosaproben Zone an, während die der Rohwässer zur polysaproben Zone rechnen. Über das Vorkommen nitrifizierender Bakterien, wie *Bacterium nitrobacter* und *Pseudomonas europaea*, vergl. Schultz-Schultzenstein [7]. Bei dem Reichtum dieser Teiche an Fischnahrung können darin einpfündige Karpfen (*Cyprinus carpio*) und Schleien (*Tinca vulgaris*) zu zwei- bis dreipfündigen Individuen innerhalb eines Sommers heranwachsen.

Die ursprüngliche Befürchtung der Landwirte, daß das im städtischen Abwasser bis zu 1 ‰ und mehr enthaltene Kochsalz der Vegetation schädlich sein könnte, ist nicht eingetreten, da die nährstoffauslaugende Wirkung des Chlornatriums im Boden durch die ständig mit dem Wasser neu zugeführten Dungstoffe aufgehoben wird; vergl. A. Herzfeld [8] und Magistrat Berlin [9]. Bezüglich weiterer Literatur über Rieselfelder sei verwiesen auf König [10], Kolkwitz [11], Marsson [12], Pfeiffer und Proskauer [12a] u. a. m.

Den Rieselfeldern in bezug auf Reinigungsart und Reinigungseffekt ähnlich sind die biologischen Tropfkörper, bei denen das zu reinigende Abwasser nicht Sandboden durchrieselt, sondern grobe Koks- und Schlackenpackungen von etwa 2 m dicker Schicht. Die hierzu erforderliche Zeit beträgt weniger als 15 Minuten. Die Organismen, welche die Oberfläche der Koksstücke reichlich besiedeln, vollführen dabei eine weitgehende Reinigung. Man könnte danach das Verfahren als einen förmlichen Kunstkniff bezeichnen, durch welchen der Natur ein Maximum verfügbarer, nützlicher Kräfte abgelockt wird. Es handelt sich um intensivste Selbstreinigung auf kleinem Raum. Wichtigste Bedingung zur ungestörten Aufrechterhaltung dieser biologischen Prozesse ist der Zutritt des Sauerstoffs der Luft und

wahrscheinlich auch das Entweichen der reichlich gebildeten Kohlensäure; Licht ist nicht erforderlich. Die lebhaften Atmungs- und anderen Oxydationsvorgänge im Inneren der Körper erzeugen in diesen eine etwas erhöhte Temperatur, welche dem schnellen Ablauf der biologischen Prozesse günstig ist.

Zu den wichtigsten Organismen in solchen Tropfkörpern rechnen: *Bakterien-Zoogloeen*, *Thiothrix nivea*, *Mucor*, *Fusarium*-Ähnliche, *Rhizopoden*, *Bodonen*, *Vorticella microstoma*, *Epistylis coarctata*, *Oligochaeten*, *Rotifer vulgaris*, *Psychoda*-Larven u. a. m.

Fast überall lebt im „organischen Filz" der Körper Organismus bei Organismus, fortgesetzt tätig, dem Wasser und dem Filz die Nährstoffe unter spezieller Auswahl, entsprechend den individuellen Anforderungen, zu entziehen. Für die verschiedensten Lebensbedingungen findet sich wechelnd und dicht beieinander ausreichend Raum für freischwimmende Wasserorganismen, für festsitzende und dabei die Nahrung herbeistrudelnde, für angeheftete unbewegliche, welche die Nahrung osmotisch aufnehmen, für ans Wasser angepaßte Detritusfresser und auflockernde Schlammwühler sowie für luftbewohnende räuberische Organismen, welche direkt Lebendes fressen. So wird es leicht begreiflich, daß im biologischen Körper beim Abbau der zersetzungsfähigen Substanzen nicht der Fäulnisweg, sondern der Vererdungsprozeß Platz greift.

Beim Abfließen des aufgeleiteten Wassers werden ständig Substanzpartikel ausgespült, wodurch ein Verstopfen der Körper verhindert wird. Mit diesen werden naturgemäß auch etwaige pathogene Keime ausgeschwemmt, die aber durch nachfolgende Sandfiltration weitgehend von der Vorflut fern gehalten werden können. Auch hier wird, wie bei Rieselfeldern, schließlich ein Wasser von β-mesosaprobem Charakter erzielt. Mit diesem wird in der großen Wilmersdorfer Kläranlage bei Stahnsdorf (l. c.) ein vorläufig versuchsweise betriebener Fischteich gespeist und eine über 6 Hektar große Obstplantage bewässert. Betreffs Erörterungen über Gradierwerke vergl. König [10] sowie Appel u. Buchner [13].

Biologische Füllkörper werden im Gegensatz zu Tropfkörpern aus verhältnismäßig feinkörnigem Material gebaut und mit dem zu reinigenden Abwasser gefüllt, nicht durchrieselt. Perioden des Vollfüllens und Leerstehens wechseln miteinander ab. Auch hier wird ein dem Drainwasser ähnliches Reinigungsprodukt erzielt. Die in Füllkörpern vorhandenen Organismen sind denen in Tropfkörpern zum Teil gleich.

Bezüglich der Literatur über biologische Körper sei verwiesen auf: Dunbar [14], Dunbar u. Thumm [15], Emmerling [16], Alfred Koch [17], Kolkwitz [6], Marsson [12], Nikitinsky [18] und Pritzkow [19].

Eine weitere Reinigungsart von biologischem Interesse ist das Faulverfahren (septic-tank-Verfahren), durch welches der Schlamm weitgehend verzehrt und die im Wasser gelöste Substanz mineralisiert werden soll. Dieses Ziel kann natürlich nicht vollkommen erreicht werden, doch besteht bisweilen die Möglichkeit, ihm unter geeigneten Bedingungen ziemlich nahe zu kommen. Die Reinigung geschieht im allgemeinen zweckmäßig durch zwei sachgemäß gebaute Faulbecken, in deren einem (größerem) die meisten der zugeführten Sinkstoffe zur Zersetzung und zum Sedimentieren kommen, während in dem anderen die noch mitgerissenen Stoffe zu Boden sinken und weiter abgebaut werden. Alle hierbei sich abspielenden Pro-

zesse erfolgen wohl immer anaerob, wobei, wie Rubner [20], Omelianski [21] u. a. betonen, sehr wirkungsvolle Effekte erzielt werden können. Wo statt Faulbecken natürliche Faulteiche zur Verfügung stehen, sind letztgenannte vielleicht öfter den Becken vorzuziehen, da die Lebensgemeinschaften, welche die Zersetzung vollziehen, in der freien Natur reicher gegliedert und darum wirkungsvoller in der Einleitung stürmischer Fäulnis zu sein pflegen. Nach dieser Richtung können stark verschmutzte Dorfteiche als gute Studienobjekte dienen; in diesen kommt es bei Anwesenheit von *Euglena viridis* an der Oberfläche, — bei Entstehen einer dichten Schwimmdecke wenigstens am Rande, — auch zu aeroben Prozessen, welche manche Stoffe rasch vollkommen abbauen helfen, die bei anaerober Zersetzung auf nur halber Stufe der Mineralisation stehen bleiben.

Die Zersetzung des Schlammes zeigt sich am sinnfälligsten an der Vergasung der Zellulose zu Methan und Wasserstoff durch *Bacillus cellulosae methanicus* und *Bacillus cellulosae hydrogenicus*, wobei gleichzeitig Fettsäuren entstehen. Neben diesen dürfte der Buttersäureerreger *Bacillus amylobacter* bei der Schlammzersetzung im Spiel sein; er bildet außer Buttersäure in geringen Mengen Propion-, Essig- und Ameisensäure sowie Alkohole. Möglicherweise kommen auch Gärungen durch *Saccharomycetes* in Betracht. Es ist wahrscheinlich, daß bei der Fäulnis der Eiweißstoffe im Schlamm ein Teil des Schwefels nicht als Schwefelwasserstoff, sondern in Form komplizierter Verbindungen wie Amidoäthylsulfonsäure und Thiomilchsäure auftritt.

Wesentlich für die Praxis ist die Erzielung eines leicht trocknenden, nicht stark riechenden, stichfesten Schlammes; ein solcher wird durch Einleiten in Emscherbrunnen erstrebt. Wissenschaftlich gesprochen bedeutet diese Forderung die Überführung eines Schlammes aus dem wasserreichen kolloidalen Zustand in den wasserärmeren der Vererdung. Hierbei spielt wahrscheinlich die Zersetzung von Pektinstoffen und von bakteriellen Gallertmassen eine Rolle. Über die Definition der Begriffe Verwesung, Vermoderung, Vertorfung und Fäulnis vergleiche man Potonié [22] S. 21. Nach meinen Beobachtungen in der freien Natur neigt ein detritushaltiger lockerer Schlamm nicht selten besonders leicht zur Zersetzung; mürber Modder kann bisweilen durch Gasentwicklung spontan förmlich kochen. Es dürfte sich verlohnen, mit verschiedenen Schlammarten durch den natürlichen Verhältnissen entsprechendes Versenken fäulnisfähiger Objekte experimentelle Studien über die Geschwindigkeit der abbauenden Prozesse vorzunehmen; vergl. Favre [23].

Die sich hauptsächlich im zweiten Becken abspielenden Veränderungen der im Wasser gelösten Stoffe entsprechen in der Hauptsache der allgemeinen Zersetzung fäulnisfähiger Abwässer, über welches vorher näheres gesagt ist. Welchen Verlauf der Abbau bei Zusatz von Nitraten, vergl. Weldert [24], nimmt, welche nach vollendeter Sauerstoffzehrung angegriffen werden, ist biologisch noch nicht untersucht worden.

Auf Faulbecken pflegen sich Schwimmschichten von oft beträchtlicher Dicke zu bilden. Diese sind der Sitz eigener Vererdungsprozesse. Sie sind besiedelt mit *Mucor*, *Pilobolus*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Oidium*, *Coprinus*, *Stropharia* usw. und werden in älteren Stadien nicht selten mit Gras bewachsen angetroffen. Über die Natur der schließlich sich ergebenden Abflüsse vergl. Reichle in diesem Band.

Ein Überblick über das Vorstehende lehrt, daß zur Erzielung maxi-

maler Reinigung drei Wege eingeschlagen werden können: aerobe Behandlung, anaerobe Behandlung und Kombination beider.

Während hiernach die biologischen Vorgänge nach Kräften gefördert werden, kann es Fälle geben, wo alles vermieden wird, energische biologische Prozesse hervorzurufen. Dies geschieht in solchen Fällen, wo fäulnisfähige, aber noch nicht stinkig zersetzte Abwässer in freiem Lauf in eine wasserreiche Vorflut geleitet werden sollen, in der sie infolge starker Verdünnung zum Verschwinden gebracht werden.

2. Fabriks- und Bergwerksabwässer.

Abwässer aus Städten, Zucker- und Zellstoffabriken können trotz sehr verschiedenenen chemischen Charakters in Flüssen (z. B. in der Elbe) das gleiche biologische Bild hervorrufen, woraus der Schluß gezogen werden kann, daß der Fluß die bestehenden chemischen Unterschiede der drei Sorten von Abwässern verwischt und dann mit den gleichen biologischen Mitteln an deren Reinigung arbeitet. Alle drei erzeugen, z. B. in der Elbe, Uferbesätze von *Sphaerotilus natans*-Zotten, an anderen Stellen, z. B. in Draingräben von Rieselfeldern, in der Jeetze (Altmark) bezw. Mleczna (Oberschlesien), auch *Leptomitus lacteus*. In den Abwässern der Zellstoffabriken findet sich außerdem oft *Fusarium* (*aquaeductuum*) infolge der nicht selten sauren Reaktion des Wassers. Pathogene Organismen können naturgemäß normalerweise nur durch die der städtischen Abwässer, nicht aber durch die der genannten Fabriken in einen Vorfluter gelangen.

Während städtische Abwässer leicht faulen, zeigen die Zuckerfabriksabwässer meist deutliche Neigung zu vorwiegend milchsaurer Gärung infolge der verhältnismäßig reichlichen Anwesenheit von Kohlehydraten. Fäulnis tritt erst ein, wenn die Säuerung durch Zugabe von Alkalien aufgehoben wird. Die Abwässer aus Zellulosefabriken zeigen dagegen keine Neigung zu primärer deutlicher Gärung oder Fäulnis, da sie zwar einige ernährende, aber meist nur schwer zersetzliche organische Stoffe enthalten; es scheint aber, daß sie infolge der Reduktion von Sulfiten bezw. Sulfaten unter bestimmten Umständen, die aber selten eintreten, zur Entwicklung von Schwefelwasserstoff, wahrscheinlich bedingt durch *Microspira desulfuricans*, Anlaß geben können. Für diese meist nur langsam zersetzlichen Abwässer aus Zellulosefabriken wäre es im allgemeinen besser, wenn es überhaupt keine natürliche biologische Selbstreinigung im Fluß gäbe, da diese nicht selten nur dazu beiträgt, die Abwassernatur auffällig zu machen und nicht imstande ist, die braune Farbe und den holzigen Geruch der Wässer schnell zu beseitigen.

Die gleiche Erscheinung der biogenen Schwefelwasserstoffbildung kann zu befürchten sein, wenn erhebliche Mengen von freier Schwefelsäure in einen Fluß geleitet und diese durch Säurebindungsvermögen (vergl. Weigelt [25]) abgestumpft werden, um dann der Gipsreduktion anheimzufallen.

Den städtischen Abwässern in bezug auf Zersetzlichkeit ähnlich verhalten sich solche aus Brauereien, Mälzereien, Stärkefabriken und andere mehr, die hier nicht näher besprochen werden sollen. Literatur findet sich bei König [10] und Schiele u. Weldert [26]. Durch organische fäulnisfähige Abwässer, wenn sie im Übermaß eingeleitet werden, können Fischsterben infolge starken Sauerstoffschwundes eintreten; vergl. Schiemenz [27].

Einen wesentlich anderen Typus stellen diejenigen Abwässer dar, welche

mineralische Substanzen enthalten, z. B. Kochsalz oder Kali-Endlaugen, die aus Salz- und Kohlenbergwerken kommen können.

Kochsalz wird auch in höheren Konzentrationen von Meeresorganismen und sogenannten Salzpflanzen gut ertragen, ist für manche wohl sogar unentbehrlich; auch viele Bakterien werden durch hohe Konzentrationsgrade von Kochsalz (z. B. 8 Proz.) nicht geschädigt.

Die überwiegende Mehrzahl der Gewächse wird aber durch Kochsalz benachteiligt; dies gilt besonders von Zierpflanzen, denen schon ein Gehalt von 500 mg NaCl pro Liter schädlich sein kann; vergl. z. B. R. Otto [28]. Verschiedene Kulturpflanzen vertragen, wie bereits oben angedeutet wurde, leicht 1 ‰ Kochsalz, wenn gleichzeitig düngende Substanzen zugegen sind; z. B. im Rieselfeld-Rohwasser, s. A. Herzfeld [8]. Bezüglich weiterer Literatur sei verwiesen auf König [10]. Die Konzentrationssteigerung an sich und die damit verbundene Änderung im osmotischen Zustand der Zelle ist innerhalb mäßiger Grenzen nicht die Ursache der Schädigung, da in der Knopschen Nährlösung eine Konzentration von 2 ‰ günstig wirkt. Für das Vieh nimmt man 2 ‰ NaCl im Tränkewasser als äußerste zulässige Grenze an.

Kali-Endlaugen wirken im allgemeinen ungünstiger als Kochsalzlösungen, da sie ziemlich erhebliche Mengen von $MgCl_2$ enthalten. Über Versäuerung, Verkrustung, Untätigmachung und Ausmagerung von Wiesen durch solche Laugen und über deren Wirkung auf Tiere vergleiche man Ohlmüller, Beyschlag u. Orth [29] sowie Ohlmüller, Fränkel, Gaffky, Keller, Orth u. Hofer [30]. Angaben über den Einfluß der genannten Salze auf den Geschmack des Wassers finden sich außer bei Rubner noch bei Glotzbach [31] u. a. m.

Zinkverbindungen in schädlichen Konzentrationen rufen bei manchen Kulturpflanzen, besonders bei Hafer und Zuckerrüben, Gelbfärbung infolge Veränderung des Chlorophylls hervor.

Blei scheint im Gegensatz zum tierischen Organismus auf Pflanzen weniger giftig zu wirken, sondern meist nur Zwergwuchs zu verursachen.

3. Die Selbstreinigung der Gewässer, mit spezieller Berücksichtigung der Flüsse.

Das Problem der Selbstreinigung war vor etwa 50 Jahren noch ein rein chemisches und physikalisches, seit etwa 30 Jahren ist es auch ein bakteriologisches und seit 10—20 Jahren außerdem ein spezifisch botanisch-zoologisches. Zur Klarlegung dieser schwierigen Frage mußten demnach fast alle größeren naturwissenschaftlichen Wissenszweige herangezogen werden. Nähere Einzelheiten über die geschichtliche Entwicklung der Studien über die Selbstreinigung siehe bei Kolkwitz [11].

Unter Selbstreinigung der Gewässer verstehen wir deren Fähigkeit, zersetzliche Stoffe in verhältnismäßig kurzer Zeit so zu verarbeiten, daß die ursprüngliche Reinheit der Gewässer wieder hergestellt wird. Da es sich in diesem Kapitel hauptsächlich um die Biologie des in Rede stehenden Prozesses handelt, kann man auch kurz sagen: die biologische Selbstreinigung besteht im Zerstören der Lebensbedingungen für Polysaprobien. Der Begriff der Polysaprobiose deckt sich nicht immer mit dem der Fäulnisfähigkeit, da z. B. komplizierte organische Farbstoffe im Wasser nicht faulen, wohl aber durch Organismen zerstört werden können.

Neben der Verunreinigung durch Abflüsse aus Städten, Fabriken, Dörfern usw. gibt es auch eine Selbstverunreinigung der Gewässer, welche durch natürliche Fäulnisvorgänge im Schlamm, durch Zersetzen von Wasserblüte am Ufer, durch ans Land gespülte Schnecken, durch Laubfall u. a. m. hervorgerufen werden kann. Nach dem biologischen Bilde beurteilt ist die künstliche Verunreinigung ähnlich einer gesteigerten natürlichen Verunreinigung, womit gesagt ist, daß neue Formen, gleichsam Kulturformen, in verschmutzten Gewässern nicht auftreten. Artbezeichnungen wie *putrinus*, *saprophiles*, *cloacae*, *faecalis*, *ureae* und *infusionum* gelten von Organismen, welche auch in der von Kultur nicht berührten freien Natur vorkommen, nur eben mehr vereinzelt. Höchstens können Organismen ausgedehnter saprober Zonen durch teilweise Reduktion der Chromatophoren gekennzeichnet sein.

Soweit es sich um den Abbau zersetzungsfähiger Substanzen im Wasser handelt, kann man bei der Selbstreinigung drei Abschnitte unterscheiden:

a) Die Abwasserzone mit polysaproben Organismen.
b) Die Übergangszone mit mesosaproben Organismen.
c) Die Reinwasserzone mit oligosaproben Organismen.

a) Die Abwasserzone oder Zone der Poly-Saprobien

zeichnet sich in biologischer Beziehung vor allem durch Reichtum an *Schizomycetes* und (meist bakterienfressenden) *Flagellata*, auch *Ciliata* aus. Die Zahl in gewöhnlicher Nährgelatine entwicklungsfähiger Bakterienkeime kann eine Million pro ccm leicht übersteigen. Bei Gegenwart zahlreicher Polysaprobien braucht *Bacterium coli* nicht auch immer zahlreich vorhanden zu sein. z. B. dann nicht, wenn es sich um Abwässer aus Zuckerfabriken, Zellulosefabriken u. a. m. handelt, also nicht um städtische Abwässer. Der häufigste und am weitesten verbreitete *Schizomycet* in der Abwässerzone der Flüsse, Bäche usw. pflegt *Sphaerotilus natans* zu sein, der häufig einen schleimigen, weißlichen, schaffellartigen Uferbesatz bildet (vergl. Abb. 101 Nr. 5 und Taf. I Fig. 6). Die Schwefelbakterien finden sich in dieser Zone hauptsächlich wegen der Gegenwart von Schwefelwasserstoff. Dieser wird im Fluß meist schnell zerstört, so daß hier hauptsächlich die Zottenbildung als biologisches Charakteristikum der Abwasserzone bleibt.

In chemischer Beziehung kennzeichnet sich diese Zone durch das Überwiegen von Reduktions- und Spaltungsprozessen, durch Mangel oder geringen Gehalt an Sauerstoff, durch Reichtum an Kohlensäure und durch relativ hohen Gehalt an hochmolekularen, stickstoffhaltigen, zersetzungsfähigen Nährstoffen (Peptide und Aminosäuren), welche durch das Wachstum bestimmter Organismen (vergl. Tafel I), die als lebendige Reagenzien bezeichnet werden können, angezeigt werden.

Der Schlamm dieser Zone ist häufig reich an Schwefeleisen; zeigt er dabei noch Fäulnisfähigkeit, so kann er das darüberstehende klare Wasser nachteilig beeinflussen und durch ständige Abgabe von Stoffen dessen Selbstreinigungsprozeß längere Zeit in einem dynamischen Gleichgewichtszustand halten. Nach Beendigung der Fäulnis im Schlamm pflegt das Schwefeleisen sich in Eisenoxydhydrat umzuwandeln, aber meist nur langsam, da bei diesem Prozeß viel Sauerstoff erforderlich ist und dieser am Grunde oft nicht reichlich zur Verfügung steht.

Die Bezeichnung polysaprob bezieht sich naturgemäß auf die Qualität der Nährstoffe, doch kommt auch ihre Quantität insofern in Betracht, als

diese Nährstoffe ihrer Menge nach ausreichen müssen, um den polysaproben Organismen überhaupt zugute zu kommen. Bei Einleitung von wenig Abwasser in ganz reine Gewässer kann die Selbstreinigung demnach mit den Mesosaprobien beginnen. Diese dürften dann Nährstoffe erhalten, welche ihnen sonst im ökologischen Wettkampf nicht beschieden sind.

In der polysaproben Zone muß scharf unterschieden werden zwischen fäulnisfähigem Wasser (Abwasser) und Wasser mit fäulnisfähigen Substanzen, die aber wegen zu geringer Menge zur Erzeugung von primärer Fäulnis nicht ausreichen (Flußwasser). Im erstgenannten tritt, wenn es sich selbst überlassen bleibt, erst stürmische Fäulnis, dann langsame Mineralisation ein, m letztgenannten dagegen keine Fäulnis, aber schnelle Mineralisa tion wegen der Anwesenheit reich gegliederter Organismenbestände in der freien Natur. Dementsprechend kann sich auch der Ausfaulprozeß selbst bei verdünnten Abwässern in bezug auf Intensität der Reinigung niemals mit den Leistungen richtig betriebener biologischer Körper messen, welche Entfaulung von unverdünntem Abwasser innerhalb von 10 Minuten bewirken können. Hat in einem Fluß mit 1 m Strömungsgeschwindigkeit die Entwicklung von Abwasserpilzen als Uferbesatz in einer Entfernung von 2 km unterhalb der Einmündungsstelle von Abwässern aufgehört, so hat ein Aufenthalt des Abwassers von etwa 33 Minuten im Fluß genügt, um die Entwicklung von Abwasserpilzen unmöglich zu machen, ohne daß sichtbare oder unsichtbare reine Zuflüsse bei der Reinigung helfend mitgewirkt haben. Ergibt sich daraus auch eine bedeutsame Reinigungskraft von Flüssen, so muß andererseits darauf hingewiesen werden, daß die Meinung, unsere Flüsse wären durchweg Kloaken, wenn es keine Selbstreinigung gäbe, nicht zu trifft Zu dem Begriff des Kloakenwassers gehören an erster Stelle Fäulnis und starke Trübung; diese setzen aber in der Regel einen so geringen Verdünnungsgrad der Abwässer voraus, wie er zum mindestens bei stark strömenden Flüssen, z. B. dem Rhein, nicht zutrifft. Es gibt überhaupt keinen deutschen Strom, der auf weite Strecken faulendes Wasser führt, solange er deutlich fließt, da ein solches Gewässer die Abfallstoffe ständig fortleitet und nicht speichert. Der physikalische Faktor der Strömung übt hier einen mächtigen Einfluß aus. Selbst zur Zeit niedrigsten Wasserstandes im August 1904 zeigte die Elbe kurz unterhalb der Einmündungsstelle der ungereinigten Abwässer von Dresden bei geringer Trübung kein fauliges Wasser, nur einen in Staubuchten eingespülten, sich zersetzenden organischen Filz von *Oscillatorien*, *Beggiatoen* u. a. m.; vergl. Kolkwitz und Ehrlich [32]. Dieser letztgenannte Umstand zeigt den ungünstigen Einfluß der Stagnation auf belastetes Flußwasser, wodurch wesentlich andere Bedingungen geschaffen werden als im strömenden Wasser.

Während in Staubuchten die Veränderungen nur lokaler Natur sind, kann ein in einen Flußlauf eingeschalteter See oder Stau besonders infolge eintretenden Sauerstoffschwundes so starke Veränderungen der gesamten Wasserbeschaffenheit erleiden, daß große Fischsterben eintreten. Diese sind nach den Mitteilungen von Schiemenz [27] besonders im Winter beim Vorhandensein einer geschlossenen Eisdecke zu fürchten. In anderen Fällen können durch „sekundäre Verunreinigung“ infolge von Treiben losgerissener oder Fäulnis abgesunkener Pilzflocken, Algenfladen und Algensträhnen usw. Störungen anderer Art entstehen, z. B. Bildung von Schlammbänken, Geruchsbelästigungen, besonders bei Mühlen, und Verschleimen von Fischernetzen.

Die Gesamtheit solcher sekundären Verunreinigungsherde pflegt durch Hochwässer für längere Zeit nachhaltig beseitigt zu werden. Auch durch den von Dampferschrauben erzeugten Wirbel können Sedimente aus Buchten ausgeschwemmt werden und sich dann etappenweise allmählich flußabwärts bewegen. Hochwässer können aber auch ungünstig wirken und zwar in solchen Fällen, wo Giftstoffe am Grunde eines Flusses abgelagert waren, welche bei Überschwemmungen benachbartes Kulturland durch Auflagerung und Zersetzung zu schädigen vermögen. Kurzdauernde Stagnation, wie sie die Abwässer von Hamburg in der Elbe durch den Wechsel von Flut und Ebbe erleiden, wirken nicht nachteilig, da sie nur dazu angetan sein können, den Selbstreinigungsprozeß zu beschleunigen. Eine Schädigung der Fischerei tritt hier nach Schiemenz [33] und Volk [34] nicht ein, im Gegenteil, die aus den Sielen Hamburgs eingeleiteten Dungstoffe gehen nicht einmal nutzlos verloren, sondern kommen der Fischerei zustatten. Das periodische Auf- und Abbewegen des Elbwassers bei Hamburg bedingt eine besonders günstig wirkende weitgehende Vermischung des Abwassers mit dem Wasser des Stromes. Dieser Faktor der guten Mischung ist generell von weitgehender Bedeutung; er kommt indessen nicht überall zur gewünschten Wirkung. So ziehen sich gerade in der Mittelelbe seitliche Zuflüsse, seien es Abwässer oder Nebenflüsse, oft lange Zeit am Ufer hin, ohne sich wirksam mit dem Wasser des Stromes zu mischen. Die an Chlornatrium reiche Saale z. B. bildet von ihrer Mündung bei Barby bis nach Magdeburg einen förmlichen Saalestrom am linken Ufer des Elbstromes. Für die Einleitung von Abwässern hat sich bisweilen die Verlängerung der Ausmündungsrohre bis in den Stromstrich bewährt (vergl. Conrad [35]), besonders da, wo das Wasser eines Vorfluters sich rollend wälzt und dadurch nachteilige Schichtungen nach dem spezifischen Gewicht verhindert. Durch das gleichzeitige Einleiten unter Wasser können unter Umständen auch Geruchsbelästigungen vermieden werden.

Wir kommen zur zweiten Stufe im Gang der biologischen Selbstreinigung.

b) Die Übergangszone oder Zone der Meso-Saprobien.

Hier ist der Abbauprozeß bis zu einem mittleren Grade fortgeschritten. Wir unterscheiden in ihr zweckmäßig zwei Abschnitte, deren erster Teil, der α-mesosaprobe, der Abwasserregion zugekehrt ist, während der andere, der β-mesosaprobe, an die Reinwasserzone anschließt. Der erstgenannte Teil pflegt gekennzeichnet zu sein durch das Hervortreten von *Schizophyceen*, gegebenenfalls von *Eumyceten*, ferner von *Anthophysa vegetans*, *Stentor coeruleus*, *Carchesium lachmanni* u. a. m. Der Gehalt an Bakterienkeimen ist noch bedeutend; er kann sich nach Hunderttausenden beziffern. Gute Beispiele hierfür sind Draingräben mit unvollkommen gereinigtem Wasser. Der β-Teil zeichnet sich häufig durch seine Mannigfaltigkeit im Gehalt an *Diatomaceen* (*Bacillariaceen*) und bestimmten *Chlorophyceen* aus, ferner durch *Rhizopoden*, gewisse *Ciliaten*, *Vermes*, zahlreiche *Rotatorien* usw. Die Zahl der auf gewöhnlicher Nährgelatine sich entwickelnden Bakterienkeime beträgt normalerweise weniger als 100000 pro ccm. Als Beispiel können Draingräben mit gut gereinigtem Wasser genannt werden.

Das Organismenleben der ganzen mesosaproben Region pflegt sehr reich und mannigfach gegliedert zu sein; die Zahl der für sie charakteri-

stischen pflanzlichen und tierischen Lebewesen beträgt etwa 400; sie ist viel reicher an höher organisierten Lebewesen als die Abwasserzone. Viele Fische können in ihr sehr gut gedeihen, zumal sich reiche Nahrung findet. Alle können einen gewissen schwachen Einfluß von Abwässern und bestimmten Abbauprodukten von diesen vertragen, viele ihn sogar bevorzugen.

In chemischer Hinsicht sind vor allem Oxydationsprozesse im Wasser und meist auch im Schlamm charakteristisch. Der Sauerstoffgehalt des Wassers ist erheblich. Er kann, besonders im α-Teil, in dunklen Nächten stark abnehmen, im hellen Sonnenschein dagegen nicht selten über das Sättigungsmaximum steigen.

Die für die Entwicklung der meisten spezifischen Organismen dieser Zone wichtigen stickstoffhaltigen Nährstoffe dürften zwischen dem Asparagin und Harnstoff liegen und vielfach Ammoniaksalze organischer Säuren sein. Peptonorganismen im ökologischen Sinne sind hier nicht zu erwarten. Asparagin kann von *Leptomitus lacteus*, welcher dieser Zone angehört, nach meinen Untersuchungen gerade noch verwertet werden, organische Säuren verwenden nach Treboux [36] u. [37] manche *Chlamydomonas*-Arten, *Scenedesmus acutus*, *Stichococcus*-Ähnliche usw.; vergl. auch Loew [38], Bokorny [39] u. [40], Grosse-Bohle [41], O. Richter [42], Kolkwitz [43]. Ernährungsphysiologisch besteht demnach zwischen Algen und Pilzen (z. T. inkl. Bakterien) eine gewisse, teilweise sogar überraschend große Übereinstimmung, aus welcher Pettenkofer [44], sich seinerzeit noch auf weniger Erfahrungen als sie jetzt vorliegen, stützend, eine Nutzanwendung für das Problem der Selbstreinigung abzuleiten suchte. Man vergleiche dazu H. Schenck (44a).

Ich vermute, daß es bestimmte, bakterielle Begleiter gewisser Planktonten gibt, welche sich mit diesen in die gleiche organische Nahrung teilen. Man wird konsequenterweise ebenso wie für Bakterien den Gehalt der Gewässer an Planktonalgen pro ccm bestimmen und dabei auch die Menge der hygienisch und ökologisch wichtigen Bakterienfresser feststellen, vorausgesetzt, daß dabei wesentliche Zahlengrößen resultieren. Unter Verwendung der 1 ccm-Planktonkammer (vergl. Abb. 104) habe ich zur Entscheidung dieser Frage die verschiedensten Gewässer untersucht und dabei festgestellt, daß pro ccm oft mehr Algenzellen als Bakterienkeime in Flüssen, Seen usw. vorhanden sind. Zur Orientierung seien folgende Werte mitgeteilt:

Planktonalgen pro Kubikzentimeter.

Gewässer	Zellen
Kreuzpfuhl in Weißensee bei Berlin (zurzeit der Untersuchung α-mesosaprob) . . . . von *Chlorella*.	ca. 1000000 Zellen
Lietzensee bei Berlin (β-mesosaprob) . . . . von *Oscillatoria Agardhii*.	ca. 400000 Zellen
Hundekehlensee bei Berlin (April) . . . . von *Eudorina* und *Stephanodiscus*.	ca. 7000 Zellen
Wannsee bei Berlin (Dezember) . . . . von *Melosira granulata* u. a. m.	ca. 70 Zellen
Kleiner Teich im Riesengebirge (August) . . . . . . von *Desmidiaceae*.	ca. 6 Zellen
Teltowkanal bei Berlin (Juni) . . . . von *Melosira granulata*.	ca. 154000 Zellen

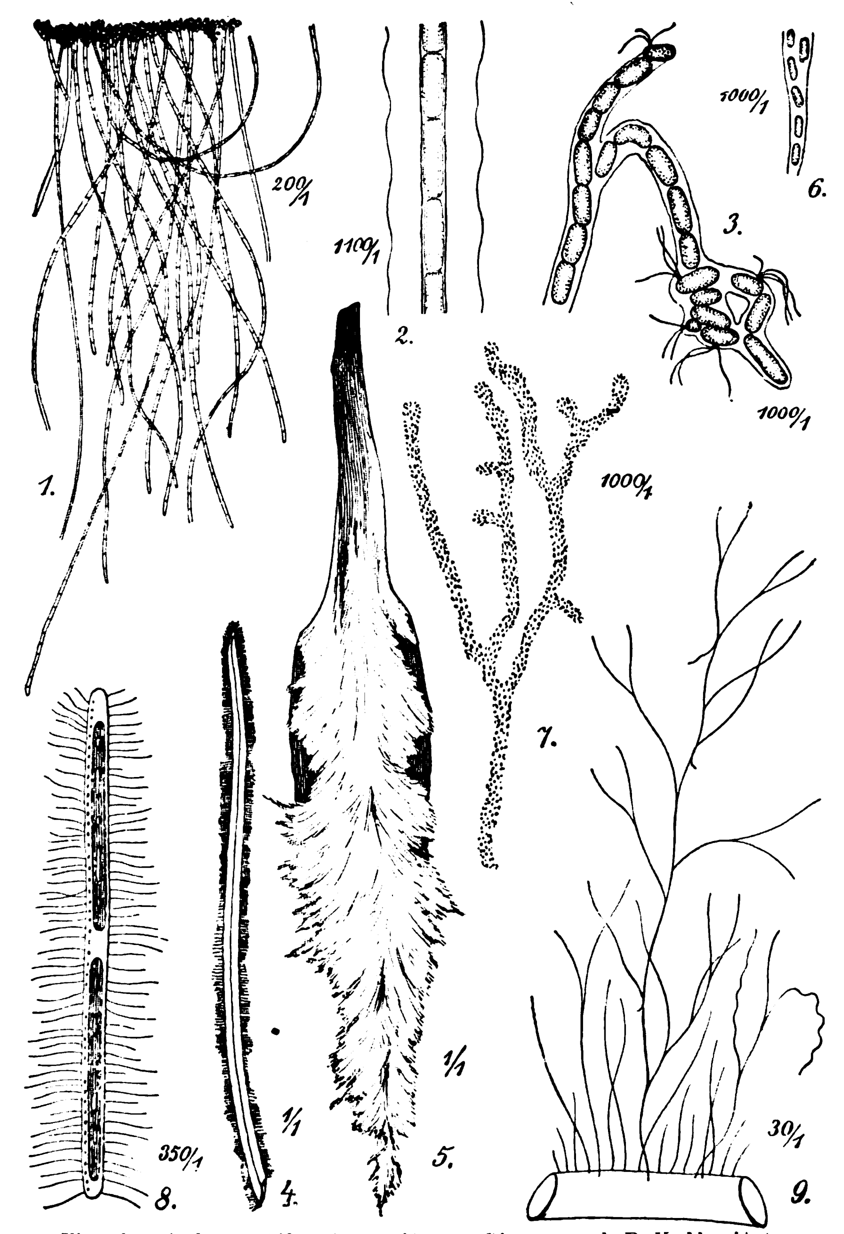


Fig. 101. Sphaerotilus im weiteren Sinne (nach R. Kolkwitz).

1. Flöckchen von *Sphaerotilus*. Zwei Scheiden vollkommen leer, eine Scheide nur im oberen Teil leer.
2. Zellfaden mit einer festen und einer schleimigen Scheide.
3. Ende eines Fadens mit beweglichen Fortpflanzungszellen.
4. Kurzer Rasen von *Cladothrix dichotoma* auf einem Blatt von *Vallisneria*.
5. Schilfblatt mit fellartigem Überzug von *Sphaerotilus*. Nat. Gr.
6. Basalteil von *Zoogloea ramigera*.
7. Habitusbild von *Zoogloea ramigera*.
8. Lebende *Nitzschia*, mit Keimpflanzen von *Sphaerotilus* besetzt.
9. Mikroskopisches Habitusbild von *Cladothrix dichotoma*.

Planktonalgen pro Kubikzentimeter.

Oberspree bei Berlin (Februar) . . . . ca. 200 Zellen
von *Asterionella* und *Diatoma*.

Elbe bei Schmilka (August) . . . . ca. 14500 Zellen
vorwiegend von Grünalgen.

Elbe bei Pirna (Oktober) . . . . ca. 200 Zellen
verschiedener Gattungen.

Rhein bei Aßmannshausen (Dezember) . . . . ca. 100 Zellen
meist von *Oscillatoria rubescens*.

Neiße bei Forst (Lausitz) . . . . ca. 40 Zellen
verschiedener Gattungen, meist Grünalgen.

Eder bei Herzhausen (Hessen-Nassau) . . . . ca. 10 Zellen
verschiedener Gattungen, meist Grünalgen.

Außerdem finden sich in jedem Kubikzentimeter fast überall auch Bakterienfresser, wenn auch oft nur vereinzelte. Bezüglich näherer Ausführungen über die Bedeutung des Kleinplanktons für die Selbstreinigung der Gewässer vergleiche man Kolkwitz (43a).

Aus der vorstehenden Übersicht geht hervor, daß das Plankton von Gebirgsflüssen und von kleineren, durchströmten Gebirgsseen in Vergleich zu den relativ stillstehenden Gewässern der Ebene gering ist. Die Quantität an Euplankton wird in diesen vor allem nach starkem Hochwasser, welches den Planktongehalt ausschwemmt, ganz besonders unbedeutend sein. Im Rhein mit seinen sehr verschiedenartigen Nebenflüssen und Altwässern wird die Menge des lebenden Planktons vermutlich mehr schwanken als in der Elbe, deren hauptsächlichste Nebenflüsse gleichartigeren Charakter tragen.

Im Winter pflegt der Planktongehalt der Gewässer wegen der durch die Kälte oft verzögerten Wachstums- und Fortpflanzungsbedingungen im allgemeinen niedriger zu sein als in den wärmeren Jahreszeiten.

Das Gesamtplankton, welches sich aus Organismen, Sand, Detritus usw. zusammensetzen kann, wird häufig zweckmäßig gleichfalls quantitativ bestimmt, weil allein schon seine Masse wichtige Aufschlüsse über eventuelle Beeinflussungen von Gewässern, z. B. da, wo durch Abwässer zahlreiche Fasern in einen Vorfluter gelangen, geben kann. In solchen Fällen empfiehlt es sich meist, die Menge pro Kubikmeter zu bestimmen. Zur Orientierung über die dabei zu gewinnenden Resultate diene folgende Übersicht:

Flußplankton pro Kubikmeter (berechnet aus dem Gehalt pro 50 l Wasser).

Gewässer	nicht zentrifugiert	zentrifugiert
Havel unweit Berlin (Juli) .	18 ccm	14 ccm
Neiße oberhalb Forst (Juni)	80 ccm	34 ccm
Elbe bei Magdeburg (Juni) .	16 ccm	9 ccm



Plankton im Lauf der Elbe

(Zentrifugiertes Volumen pro cbm Wasser, Novbr. 1905).

Entnahmestelle	Planktonmenge
Schandau	16 ccm, davon ca. 3 ccm *Sphaerotilus*
Dresden (unterhalb) . .	28 ccm, davon ca. 7 ccm *Sphaerotilus*
Wittenberg	10 ccm
Magdeburg	10 ccm
Hamburg (oberhalb) . .	4 ccm

Näheres über die Methode und über schlammbildendes Plankton siehe bei Kolkwitz [75]. Die Werte schwanken naturgemäß ziemlich erheblich.

Das Plankton der Havel bestand vorwiegend aus Organismen, das der Görlitzer Neiße der Hauptsache nach aus unbelebten Bestandteilen, während das Elbplankton eine Mischung von Organismen, Detritus u. a. m. zeigte. Der Planktongehalt der Elbe war dem Volumen nach nicht sehr erheblich, was insofern etwas verwundern muß, als diese infolge starker Strömung die meisten der sonst als Schlamm abgelagerten Partikel in der Schwebe hält. Wahrscheinlich findet eine ziemlich ergiebige Verzehrung des organischen Detritus statt, der sonst vermutlich relativ reichlich vorhanden sein müßte, da z. B. die Städte Prag, Karlsbad, Dresden, Torgau, Wittenberg, Bitterfeld, Dessau, Erfurt, Jena, Weißenfels, Merseburg, Halle, Leipzig, Halberstadt, Aschersleben u. a. m. ihre Abwässer in zum größeren Teil nur grob vorgeklärtem Zustand in die Elbe oberhalb Magdeburg einleiten.

Für die Unterstützung des Selbstreinigungsprozesses durch das Plankton kommt wesentlich der Chlorophyllgehalt vieler pflanzlicher, planktonischer Vertreter in Betracht, da durch dessen Vermittlung Produktion von Sauerstoff im Licht stattfindet. Bringt man z. B. Plankton, welches aus *Diatoma*, *Melosira* oder anderen Pflanzen besteht, in ein mit Wasser gefülltes Glas, in dem es den Boden in 2—3 mm hoher Schicht bedecken möge, so steigen bei Belichtung ständig Sauerstoffblasen in Abständen von wenigen Sekunden aus der Planktonmasse im Wasser empor.

Über nichtbiologische Ursachen von Übersättigung des Wassers mit Sauerstoff vergl. Dost [45] u. Grosse-Bohle [46]. Beim Reinigungsprozeß in biologischen Tropfkörpern fällt diese unterstützende Wirkung seitens des Planktons fort, da die Tropfkörper kein Euplankton im eigentlichen Sinne des Wortes enthalten; hier muß der Sauerstoff der Luft durch die groben Lücken des Schlackenmaterials hindurch die Belüftung besorgen.

Bakterien und Euplankton sind durch ihre ernährungsphysiologischen Beziehungen zu spezifischen chemischen Substanzen scharfe Reagenzien auf diese und werden deshalb zur Wasserbeurteilung mit Vorteil benutzt. Während durch die chemische Wasseranalyse zehntel Milligramme mancher Substanzen im Liter Wasser nur noch mit Mühe nachgewiesen werden können, vermag die bakteriologische und planktologische Methode noch bei erheblich kleineren Werten genaue und z. T. ziffernmäßige Ergebnisse zu liefern, weil bei dieser Untersuchungsweise ein Milligramm einer chemischen Substanz in der gewaltigen Menge von Tausenden bis Milliarden von Individuen zum sichtbaren Ausdruck kommt, welche einzeln festgehalten und gezählt werden können.

Ähnlich fein pflegt unser Geruchssinn zu reagieren, welcher bei der

Beurteilung von Gewässern häufig auch eine unterstützende Rolle spielt. Bei Flüssen kommt der Geruch eines Wassers besonders an Wehren deutlich zum Ausdruck, weil hier das Wasser oft in feinste Gischt zerstäubt wird und die eventuellen Riechstoffe abgibt. Ein nur teilweise mineralisiertes Wasser, z. B. solches mit mesosaprobem Organismenbestand, pflegt dumpf-erdig zu riechen; ist es stark planktonhaltig, kann sich auch ein fischiger Geruch beigesellen, der vielen Planktonorganismen eigentümlich zu sein pflegt. Stark dumpfig riechendes Wasser hat meistens eine gelbliche bis bräunliche Farbe, falls nicht große Mengen künstlicher Farbstoffe beigemischt sind. Solches Wasser zeigt häufig auch die Neigung zur Bildung resistenten Schaumes, dessen Ursachen aber im gegebenen Falle genauer erforscht werden müßten, da auch reine Gewässer schäumen können, so, um nur zwei Beispiele zu nennen, die Nordsee bei Norderney und der Plauesche See, eine ausgedehnte Erweiterung der Havel bei Brandenburg. In diesen beiden Fällen dürften Schleimsubstanzen die Schaumbildung bedingen.

Auch der Organismenbestand an Wehren pflegt bemerkenswerte Hinweise für die Beschaffenheit des Wassers zu liefern, wie überhaupt manche latent schlummernde Eigenschaft eines Wassers an Wehren zu auffälligem Ausdruck kommen kann.

c) Die Reinwasserzone oder Zone der Oligo-Saprobien.

Bei dieser Zone hört in bezug auf Abwässerbeseitigung das hygienische Interesse im allgemeinen auf, während es bezüglich Wasserversorgung, wo diese durch Oberflächenwasser geschieht, beginnt. Hier bildet die Beendigung des Mineralisationsprozesses das Hauptkennzeichen; alle mehr oder weniger stürmisch verlaufenden Prozesse der Selbstreinigung fehlen in dieser Zone, wenigstens soweit das freie Wasser in Betracht kommt. Die biologische Gliederung ist im allgemeinen reich. Das Auftreten von bestimmten Vertretern der *Peridiniales*, wohl aller *Charales*, ferner von gewissen, besonders planktonischen *Ciliata*, *Rotatoria* und *Crustacea* kann charakteristisch sein; vergl. Kolkwitz u. Marsson [47].

Die Zahl der auf gewöhnlicher Nährgelatine entwicklungsfähigen Bakterienkeime pflegt weniger als 1000 pro ccm zu betragen, falls nicht erratische Formen eingeschwemmt sind. Die Armut an planktonischen *Schizomycetes* ist charakteristisch, natürlich auch das Fehlen von Beständen der Polysaprobien. Reine Seen, deren Wässer keinen eigentlichen Mineralisationsprozeß durchmachen, rechnen ebenfalls hierher.

In chemischer Beziehung ist bemerkenswert, daß der Gehalt an organischem Stickstoff 1—2 mg pro Liter nicht zu übersteigen pflegt; auch der Gehalt an organischen Substanzen, gemessen durch den Verbrauch an Kaliumpermanganat, ist gering, nur in Moorwässern gewöhnlich höher. Die Schwankungen im Gehalt an gelöstem Sauerstoff bewegen sich, falls sie überhaupt beachtenswert sind, innerhalb mäßiger Grenzen.

Da schnell verlaufende Umsetzungen organischer Substanzen den Chemismus dieser Region nicht mehr beherrschen, können mineralische Stoffe, z. B. solche, welche die verschiedene Härte der Gewässer bedingen, von Einfluß auf die ökologische Zusammensetzung der Organismenbestände sein. Eisen- und Mangansalze können in bemerkenswerter Menge durch Eisenbakterien (*Chlamydothrix*, *Clonothrix* und *Siderocapsa*) fixiert werden.

Die Wässer dieser und der vorstehend genannten Zonen zeigen alka-

lische Reaktion, wofern nicht ein besonders hoher Gehalt an freier Kohlensäure oder Humussäure vorhanden ist.

Spezifische organische stickstoffhaltige Nährsubstanzen dürften, wie oben schon angedeutet wurde, in nur geringen Spuren vorkommen oder fehlen, anorganische Ammoniaksalze werden dagegen meistens vorhanden sein, bisweilen auch ihre Oxydationsstufen.

Die Sichttiefe des Wassers, gemessen durch Versenken einer weißen Scheibe, ist meist erheblich, ausgenommen vielleicht zur Zeit von Wasserblüten, wo aber das Wasser bisweilen zum β-mesosaproben Zustand hinneigen kann. Der Schlamm reiner Gewässer kann β-, bisweilen auch α-mesosaproben Charakter tragen. Die Uferbestände an niederen Organismen pflegen, wo sie reichlich entwickelt sind, organische Filze schlammig-erdiger, nicht schleimiger Natur, wie man sie häufig in den beiden anderen Zonen trifft, zu sein. Absinkende Bestandteile des Pseudoplanktons werden leicht in den organischen Filz aufgenommen oder förmlich „agglutiniert".

Die Organismen dieser Zone pflegen, wenn man von erratischen Einschwemmungen absieht, in hygienischer Beziehung harmlos zu sein.

Stellen wir die bei der biologischen Selbstreinigung wirksamen Faktoren noch einmal zusammen, so ergeben sich folgende Punkte:

1. Spaltung und Reduktion organischer Substanzen durch Bakterien.

2. Oxydationen durch Atmung und verwandte Prozesse.

3. Entzug gelöster organischer Nährsubstanzen durch Pilze und Algen für deren Wachstum (Umwandlung in lebende Substanz).

4. Verzehren organischer Abfallbrocken durch Tiere (Umwandlung in lebende Substanz durch Detritus- und Aasfresser), (Insekten entschweben dem Wasser).

Die an diesen vier Prozessen beteiligten Organismen sind Fäulniserreger und Entfäuler. Sie bewirken schließlich Mineralisation bezw. Entzug der unbelebten Substanzen.

5. Vertilgen von Bakterien (auch pathogener) bzw. von deren Anhäufungen und von Algen durch Bakterienfresser u. a. m.

6. Vertilgen von Kleinkrustern usw. durch Fische.

Diese beiden Prozesse (5 u. 6) regeln den Kreislauf der belebten Materie. Wenn zur Ernährung von Jungfischen und Brut Millionen von Kleinkrustern erforderlich sind, so bedarf es zu deren Ernährung wieder Milliarden von mikroskopisch kleinen Organismen.

7. Produktion von Sauerstoff durch chlorophyllführende Organismen, Belüfter, unter Verbrauch von Kohlensäure.

8. Belüftung von zersetzlichen Sedimenten durch Schlammwühler.

Diese Prozesse (7 u. 8) regeln bezw. beschleunigen den Selbstreinigungsprozeß.

Die idealste Reinigung des Wassers ist die Vergasung der in ihm befindlichen Stoffe, die auch z. T. reichlich stattfindet. In die Luft können folgende Produkte entweichen: CO_2, NH_3, H_2S, N, H, CH_4, beflügelte Insekten u. a. m.

Das Ineinandergreifen der verschiedenen Prozesse bei der Selbstreinigung ist unbedingt nötig, wenn diese sich schnell abspielen soll. Eine

andere Frage ist die, ob rein theoretisch eine leidlich glatt verlaufende Selbstreinigung allein durch bestimmte Stämme des Organismenreiches überhaupt möglich ist. Diese Frage möchte ich, gestützt auf Beobachtungen an Faulprozessen und Vorgängen im biologischen Körper, dahin beantworten, daß allein schon *Schizomycetes* selbst trübes städtisches Abwasser einwandfrei reinigen (mineralisieren) könnten, wenn auch wohl verhältnismäßig langsam.

Von Vertretern der *Algae* vermute ich, daß sie das gleiche mit klar filtriertem Abwasser vermögen, vielleicht in der Reihenfolge: *Phormidium autumnale*, *Oscillatoria limosa*, *Nitzschia palea*, *Navicula cryptocephala*, *Stephanodiscus Hantzschianus*, *Stigeoclonium tenue*, *Scenedesmus bijugatus*, *Rhaphidium polymorphum* usw. Dabei ist möglicherweise anzunehmen, daß der vorhergehende Organismus diejenigen Nährstoffe zurückläßt, welche in ökologischer Beziehung für den nächsten am günstigsten sind. Ob Tiere allein den Selbstreinigungsprozeß in allen Phasen, besonders den anfänglichen, ausführen könnten, z. B. durch *Bodo putrinus*, *Colpidium colpoda*, *Anthophysa vegetans* u. a. m., ist sehr fraglich, da sie schon in ihren niederen Formen meist auf feste Nahrung, vor allem Bakterien, angewiesen sein dürften.

Bezüglich Literatur betreffend Selbstreinigung sei unter anderen verwiesen auf Alexander Müller [48], Ferd. Cohn [49], Pettenkofer [44], A. König [10], Kruse [50], Rubner [20], Spitta [51], Ohlmüller u. Spitta [52], Kolkwitz u. Marsson [53] u. [47], Kolkwitz [54], Marsson [55] u. [56] betreffend Rhein, ebenso Lauterborn [57], Schiemenz [27] betreffend Fischerei, Romijn [58].

4. Bäche und Gräben.

Der Typus von Bächen und Gräben kann ein außerordentlich verschiedener sein, wie schon aus den Bezeichnungen Quellbach, Gebirgsbach, Waldbach, Wiesengraben, Draingraben, Abwassergraben usw. hervorgeht. Dementsprechend begegnen uns alle Abstufungen vom reinsten Quellwasser bis zum faulenden Abwasser, also sehr mannigfaltige Objekte für biologische Studien. Die Untersuchungen von Lindau, Schiemenz, Marsson, Proskauer, Elsner u. Thiesing [59] über die Hydrobiologie und Hydrochemie der Vorflutersysteme Bäke, Nuthe, Panke und Schwärze sind an derartig verschiedenen Gewässern durchgeführt worden. Sie erstrebten eine Harmonie zwischen den Ergebnissen der chemischen, bakteriologischen, botanischen und zoologischen Untersuchungen zum Zwecke der Beurteilung der Wasserbeschaffenheit. Diese Studien gehen in ihren Zielen über die älteren, historisch wichtigen Arbeiten von Cohn [49], Mez [61] und Schorler [60] hinaus und zwar durch den Versuch einer planmäßigen Berücksichtigung der quantitativen chemischen und bakteriologischen Analyse in möglichster Übereinstimmung mit der biologischen. Das Ergebnis wurde dahin zusammengefaßt, daß „der bisher behauptete Konnex zwischen Chemie und Biologie durch weitere Untersuchungen zu prüfen sei" und daß noch zahlreiche Untersuchungen angestellt werden müßten, „um die Grundlage für eine wissenschaftliche Behandlung der Biologie verunreinigter Gewässer zu geben." Dieser Ausbau ist in bezug auf die grundsätzlichen Fragen nach den Darlegungen in vorhergehenden Kapiteln jetzt durchgeführt und zwar unter Erweiterung der qualitativen mikroskopischen Wasseranalyse zu einer Ökologie der Gewässer unter nach Möglichkeit durchgeführter Verwendung quantitativer Methoden.



Die als erster Punkt zu behandelnden reinen Gebirgsbäche sind nach den früheren Darlegungen arm an Euplankton und häufig auch an Ufer- und Grundbesatz, zumal bei glattem Gestein als Untergrund. Ist der Fels aber „bankig“, wie bei Schichtköpfen der Grauwacke, so sammelt sich in den Ritzen Humus, welcher Wassermoosen, wie *Scapania undulata*, *Rhynchostegium rusciforme* u. a. m. als Unterlage dienen kann. Die Moosrasen bieten vielen Wasserbewohnern, besonders Insektenlarven (*Chironomus*), Rädertieren u. a. m. Unterschlupf. Solche Rasen können sich zu einem förmlichen Mikrokosmos ausgestalten. In hygienischer Beziehung ist bemerkenswert, daß die Vernichtung etwaiger Typhuskeime und sonstiger pathogener Organismen im Gebirgswasser durch biologische Faktoren im allgemeinen nicht groß sein kann. Andererseits kann ein solches Wasser die eingeschwemmten Keime nur fortführen, nicht aber zu Brutstätten für solche werden, wie vielleicht manche sich durch Stagnation erwärmende Tümpel. Aus solchen Betrachtungen heraus dürfte auch wohl der Landwirt sein Vieh meist lieber aus fließenden als aus stehenden Gewässern tränken. Über Parasiten im Wasser vergleiche man M. Braun [62].

Die Fruchtbarkeit von eisenarmem Bach- und Quellgrabenwasser für Wiesen, welche damit berieselt werden, dürfte außer von den im Wasser gelösten chemischen Stoffen auch sehr wesentlich vou denjenigen Nährsubstanzen abhängen, welche das Euplankton und Pseudoplankton mitführen, deren Substanz bei der Berieselung auf der Oberfläche des Wiesenbodens als dünne Dungschicht zurückbleibt, falls es wirklich vorhanden ist, wie etwa in dem bekannten Beispiel des Nils mit seinen Suspensionen.

Draingräben von Rieselfeldern enthalten meist so viele Nährstoffe, daß sich in ihnen Massenvegetationen, z. B. üppig wachsende Krautbestände von *Potamogeton crispus* und *pectinatus*, entwickeln und den Abfluß des Wassers zu behindern vermögen. An den Seiten können zur warmen Jahreszeit lange Strähnen von *Cladophora crispata* zur Entwicklung kommen. Im Winter pflegen diese durch Zotten von *Leptomitus lacteus* oder *Sphaerotilus natans* abgelöst zu werden. Den Übergang von der Algenvegetation zur Pilzvegetation und umgekehrt vermitteln im allgemeinen *Diatomaceen*-Besätze.

Stagnierende Gräben endlich können ebenfalls reich an Pflanzen und Tierleben sein. Eisenhaltige Wiesengräben zeigen nicht selten Vegetationsbestände von Eisenbakterien wie *Chlamydothrix ochracea*, Abwassergräben oft Massenkulturen von weißen und roten Schwefelbakterien wie *Beggiatoa alba* und *Chromatium Okenii*. Vergl. u. a. Kolkwitz, Pritzkow u. Schiemenz [63].

5. Teiche und Fischgewässer.

Bei Teichen kann man ähnliche Typen unterscheiden wie bei Bächen und Gräben, nämlich Quellwasserteiche, Wald- und Wiesentümpel, Drainwasserteiche, Dorfteiche, Abwasserteiche u. a. m. Alle diese verschiedenen Modifikationen pflegen sich in charakteristischer Weise durch ihre pflanzlichen und tierischen Bestände zu unterscheiden. Viele Teiche sind zur Reinigung von Abwässern, z. T. in Kombination mit fischereilichem Betriebe, sehr geeignet, falls eine genügende Vorreinigung der zugeleiteten Wässer stattfindet. Ausgedehnte Studien hierüber sind seitens der Zuntzschen Schule angestellt worden; vergl. Cronheim [63a].

Quellwasserteiche dienen sehr häufig zum Reinigen von Wäsche; ihre Abflüsse können deshalb, selbst wenn das Wasser klar ist, hygienische Miß-



stände herbeiführen. Liegen solche nicht vor, so pflegen derartige Teiche für Zentralwasserversorgungen geeignet zu sein.

Wald- und Wiesentümpel sind häufig Brutstätten von Stechmücken (*Culex*, *Anopheles*), wenn in ihnen Fische oder räuberische Insekten fehlen, welche die Larven und Puppen vernichten. Näheres über Schnakenplagen und deren Bekämpfung siehe z. B. bei Hecker [64], sowie in Kolle-Wassermanns Handbuch der pathogenen Organismen. Die Versuche von Mühlens [65], die Malariamücken bei Wilhelmshaven durch Besiedeln von Tümpeln mit der Schwimmendecken bildenden *Azolla caroliniana* zu bekämpfen, haben bisher wegen der verhältnismäßig kurzen und ungenügend warmen Vegetationszeit im gemäßigten Klima zu keinem befriedigenden Resultat geführt.

Durch Abwässer können Mückenplagen unter Umständen etwas verstärkt werden. Solche Gewässer gehören zu den verhältnismäßig seltenen Beispielen, wo Überproduktion von Tieren beobachtet wird. Bei vielen Mißständen im Wasser handelt es sich meist um Überproduktion von Pflanzen.

Waldtümpel liefern bei Laubfall oft charakterisistiche Beispiele für Selbstverunreinigung, die bereits vorher erwähnt worden ist.

Verkrautete Teiche, z. B. dicht mit *Chara* bestandene oder mit *Lemna* überzogene, werden nicht selten wieder frei durch Besetzen mit Schwänen oder Enten.

Verschlammte Teiche zeigen vielfach lebhafte Produktion an Wasserblüte und Schlammfladen (Moorblüte, *Oscillatorien*- u. *Diatomeen*-Filze). Durch weitgehendes, aber nicht radikales Ausbaggern solcher Teiche können Mengen von gelösten Stoffen das Wasser nachteilig beeinflussen (vergl. Kolkwitz [43]) oder Torfinseln (z. B. Moostorf von *Hypnum*) durch den Druck des Ufergewichtes emporgepreßt werden.

Über Fischteiche vergleiche man Walter [66] und Knauthe [67], über Reinigungsteiche (Schlängelteiche usw.) Marsson [12], Hofer [68] u. [69], Kolkwitz u. Pritzkow [63], Magistrat Berlin [9]. Die Drainwasserteiche der Berliner Rieselfelder enthalten oft *Spirogyra crassa* und *Hydrodictyon utriculatum* zentnerweise. Diese Algen können kompostiert und als Dung verwendet werden, der dem Guano an Nährstoff gleichkommt.

Für Reinigungszwecke werden oft mit Vorteil drei Teiche hintereinander geschaltet: ein Absitzteich (mechanisch), ein Hauptreinigungsteich (biologisch) und ein Nachreinigungsteich (Vollendung der Mineralisation) oder eine Rieselwiese. Versuchsteichanlagen zum Reinigen städtischer Abwässer nach Hofer finden sich in München und Straßburg i. E. Eine Fischteichreinigungsanlage in größerem Maßstabe wird nach den Plänen von Hofer in Frankenthal (Pfalz) gebaut.

Derartige Zersetzungserscheinungen in Teichen, welche erst in neuerer Zeit planmäßig für die Reinigung von Abwässern benutzt werden, sind seit langer Zeit bekannt. Berufsfischer wissen, daß zu reine Fischgewässer mit Vorteil durch Zuführung ernährender organischer Abfallstoffe gedüngt werden, um das Gedeihen der Fische und die nutzbringende Verwertung solcher Gewässer zu steigern.

Noch intensiver können sich Reinigungsprozesse in abflußlosen verkoteten Dorfteichen, Gutshofteichen und verschlammten Regenwasserteichen abspielen. Ohne Selbstreinigung würden sie vollkommen verjauchen. Zer-

setzungskraft der Pflanzen und Verdauungskraft der Tiere halten hier nach Möglichkeit das Gleichgewicht aufrecht. Solche Teiche zeigen oft intensive Vegetationsfarben, z. B. saftgrüne durch *Euglena viridis*, mattgrüne durch *Chlorella vulgaris*, himbeerrote durch *Chromatium Okenii*, *Lamprocystis roseo-persicina* und *Thiopedia rosea*. Nicht selten sieht man ein deutliches Wallen des Wassers durch Aufsteigen kopfgroßer Gärblasen, welche vorwiegend aus Methan zu bestehen pflegen, aus dem Schlamm. Diese heben oft Schlammkuchen empor, welche sich mit dem Platzen der Blasen verteilen und wieder untersinken. Diese Erscheinungen zeigen den verzweifelten Versuch der Natur, schließlich der den Teich überlastenden Massen durch aufs äußerste gesteigerte Gärprozesse Herr zu werden.

6. Beeinflussung von Seen und Meeren.

Bei der Entwässerung von Ortschaften in große Seen und in Meere sollte man geneigt sein zu glauben, daß in bezug auf die Beseitigung von Abfallstoffen keine Schwierigkeiten bestehen. Dem ist aber oft nicht so, da häufig nicht die erwartete Mischung eintritt und die Abwässer sich am Ufer hinziehen. So hatten Orte wie Gnesen, Stralsund, Greifswald, Göhren, Belfast u. a. m. anfänglich in dieser Beziehung Schwierigkeiten, manchmal besonders durch die Beeinflussung von Badeanstalten. Diese, sowie etwa vorhandene Austernbänke sollten von den Abwassersielen wenigstens so weit entfernt sein, daß sich keine biologische Beeinflussung im Plankton und Pfahl- oder Bojenbesatz mehr zeigte. Korken und andere Schwimmstoffe müßten durch Rechen von vornherein zurückgehalten werden. Eine geschickte Lösung der Abwasserfrage zeigt unter anderen Orten das Ostseebad Saßnitz. Städte an großen Schweizer Seen wie Luzern, Zug u.a.m. haben keine Schwierigkeiten nach der genannten Richtung. An den Mündungen der Flüsse, z. B. der Elbe, in das Meer fallen die tonigen Schlickbestandteile des Süßwassers sowie das absterbende Plankton bei Mischung mit dem Salzwasser schnell aus und sinken zu Boden. Im Jadebusen, wo nur wenig Flußmündung vorhanden ist, aber trotzdem reichliche Mengen von Schlick auftreten, scheint dieser aus dem Meere zu stammen.

Im Laufe der Erdperioden haben sich die Meere nur mit Salzen angereichert, während Anhäufungen organischer Massen infolge von Selbstreinigung fehlen. Auch in Flüssen gibt es, abgesehen von Verdünnung, keine praktisch in Betracht kommende Selbstreinigung von Salzen wie Chlornatrium und Chlormagnesium.

Bezüglich biologischer Literatur vergleiche man unter anderen: Brockmann [70] betreffend absterbendes Plankton, Letts and Hawthorne [71] u. Mair [72] betreffend *Ulva* und *Enteromorpha*, Royal Commission [73], sowie Steuer [74] betreffend marine tierische Organismen bei Triest.

Literatur zu II:

1) Emmerich u. Gemünd, Münch. med. W. 1904, S. 1089 u. 1157.
2) Huntemüller, Arch. f. Hyg. 1905, Bd. 54, S. 89.
3) Knörrich, Wilh., Forsch.-Ber. d. Biol. Stat. z. Plön 1900, Bd. 8.
4) Schepilewsky, E., Arch. f. Hyg. 1910, Bd. 72, S. 73—90.
5) Stokvis, C. S., Arch. f. Hyg. 1909, Bd. 71, S. 46.
6) Kolkwitz, R., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1910, Heft 13. S. 48—79. Vergl. ebenda Pritzkow S. 1—47.



7) Schultz-Schultzenstein, Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1903, Heft 2.
8) Herzfeld, A., Gutachten, betreffend den Einfluß der kochsalzhaltigen Abwässer der Anilinfabrik an der Treptower Brücke auf die Vegetation der städtischen Rieselfelder. Verwalt.-Ber. d. Magistr. zu Berlin f. d. Etatsjahr 1899.
9) Magistrat Berlin, Berichte der Deputation f. d. städtischen Kanalisationswerke und Rieselgüter.
10) König, Die Verunreinigung der Gewässer, 2. Aufl., 1899.
11) Kolkwitz, R., Lafars Handb. d. Techn. Mykologie 1904—1906, Bd. 3, S. 370—415.
12) Marsson, M., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1904, Heft 4, S. 125—166.
12a) Pfeiffer u. Proskauer, Enzyklop. d. Hyg. 2 Bde. 1905.
13) Appel, O. u. Buchner, M., Zeitschr. f. Gewässerkunde 1899, S. 82—99.
14) Dunbar, Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage 1907.
15) Dunbar u. Thumm, Beitrag zum derzeitigen Stande der Abwasserreinigungsfrage. München u. Berlin 1902.
16) Emmerling, O., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1902, Heft 1.
17) Koch, Alfred, Jahresbericht über die Fortschritte in der Lehre von den Gärungsorganismen.
18) Nikitinsky, Biologische Untersuchungen an der Moskauer Kläranlage. Moskau 1909. (Russisch.) — Annalen der mikrobiologischen Untersuchungen der Moskauer Biolog. Versuchsstation.
19) Pritzkow, A., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1910, Heft 13, S. 1—47.
20) Rubner, M., Arch. f. Hyg. 1903, Bd. 46, S. 1—63.
21) Omelianski, W., Der Kreislauf des Schwefels. Lafars Handb. d. Tech. Mykologie 1904—1906, Bd. 3, S. 214. — Die Zellulosegärung. Ebenda S. 245.
22) Potonié, H., Die Sapropelite. Abh. d. Kgl. Preuß. Geol. Landesanst. Neue Folge, 1908, Heft 55, S. 1—251.
23) Favre, W., Gesundheitsingenieur 1907, 30. Jahrg., S. 809.
24) Weldert, R., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1910, Heft 13, S. 96—102.
25) Weigelt, C., Die chem. Industrie 1903—1908.
26) Schiele u. Weldert, Wasser und Abwasser. Zentralblatt für Wasserversorgung und Beseitigung flüssiger und fester Abfallstoffe. Begründet 1909.
27) Schiemenz, P., Zeitschr. f. Fischerei 1901—1907, Bd. 9—13.
28) Otto, R., Zeitschr. f. Pflanzenkrankheiten 1904, Bd. 14, S. 136—140 u. 262—263.
29) Ohlmüller, Beyschlag u. Orth, Arb. a. d. K. Ges.-Amt 1900, Bd. 17, S. 215.
30) Ohlmüller, Fränkel, Gaffky, Keller, Orth u. Hofer, Arb. a. d. K. Ges.-Amt 1907, Bd. 25, Heft 2.
31) Glotzbach, Jos., Über die Schmeckbarkeit der gewöhnlichen Wasserverunreinigungen. Dissert. Würzburg 1908.
32) Kolkwitz, R. u. Ehrlich, F., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1907, Heft 9, S. 1—110.
33) Schiemenz, P., Gutachten über die Hamburger Fischgewässer. Zeitschr. f. Fischerei 1908, Bd. 14, S. 66.
34) Volk, Rich., Hamburgische Elbuntersuchung. Mittlgn. a. d. Naturhist. Museum. Hamburg 1901—1908, Bd. 18—25.
35) Conrad, Prof. Dr., Bericht und Gutachten über die Verunreinigung des Mains durch die Abwässer der Zellulosefabriken in Aschaffenburg und Stockstadt. Forstl. Hochschule in Aschaffenburg. 1. Juli 1903.
36) Treboux, O., Zur Stickstoffernährung der grünen Pflanze. Ber. d. Deutschen Bot. Ges. 1904, Bd. 22, S. 570—572.
37) Treboux, O., Organische Säuren als Kohlenstoffquelle bei Algen. Ber. d. Deutschen Bot. Ges. 1905, Bd. 23, S. 432-441.
38) Loew, Oskar, Arch. f. Hyg. 1891, Bd. 12, S. 261—268.
39) Bokorny, Th., Arch. f. Hyg. 1894, Bd. 20, S. 181—196.
40) Bokorny, Th., Biolog. Zentralbl. 1897, Bd. 17.
41) Grosse-Bohle, Beiträge z. Frage d. Selbstrein. d. Gewässer. Dissert. Münster 1900.

42) Richter, Oswald, Sitz.-Ber. d. Kais. Akad. d. Wissensch. in Wien; math.-naturwiss. Klasse 1906, Abt. I, Bd. 115, S. 27—119. Ferner: Zur Physiologie der Diatomeen. Wien 1909.
43) Kolkwitz, R., Landw. Jahrb. 1909, Erg.-Bd. 5, S. 449—472.
43a) Kolkwitz, R., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1911, Heft 14.
44) Pettenkofer, Arch. f. Hyg. 1891, Bd. 12, S. 269.
44a) Schenck, H., Zentralbl. f. allg. Ges.-Pflege 1893.
45) Dost, K., Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1906, Heft 7.
46) Grosse-Bohle, Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1906, Heft 7.
47) Kolkwitz u. Marsson, Ber. d. Deutschen Bot. Ges. 1908, Bd. 26a, S. 505; Internat. Rev. d. ges. Hydrobiol. u. Hydrographie 1909, Bd. 2, S. 126.
48) Müller, Alexander, Landw. Versuchsstationen 1873, Bd. 16, S. 241 u. 1877; Bd. 20, S. 391.
49) Cohn, Ferd., Gutachten über die Abwässer verschiedener Zuckerfabriken im Winter 1881 u. 1884/85.
50) Kruse, Zentralbl. f. allg. Ges.-Pfl. 1899, Bd. 18, S. 16—48.
51) Spitta, O., Arch. f. Hyg. 1900, Bd. 38.
52) Ohlmüller u. Spitta, Die Untersuchung und Beurteilung des Wassers und Abwassers. 3. Aufl. Berlin 1910.
53) Kolkwitz u. Marsson, Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1902, Heft 1, S. 33—72.
54) Kolkwitz, R., Hyg. Rundsch. 1907, Nr. 2; Wochenbl. f. Papierfabrikation 1907 u. 1908.
55) Marsson, M., Die Bedeutung der Flora und Fauna der natürlichen Gewässer für ihre Reinhaltung sowie ihre Beeinflussung durch Abgänge von Wohnstätten und Gewerben. Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1911, Heft 14.
56) Marsson, M., Arb. a. d. K. Ges.-Amt 1907—1910, Bd. 25—33.
57) Lauterborn, R., Arb. a. d. K. Ges.-Amt 1907—1909, Bd. 25—32.
58) Romijn, G., Pharm. Weekbl. vom 30. Mai 1908 und Tijdschrift voor Sociale Hygiene 1909, 11. Jahrg.
59) Lindau, Schiemenz, Marsson, Proskauer, Elsner, Thiesing, Viertelj. f. ger. Med. u. öff. San. 3. Folge, XXI. Suppl.-Heft, S. 1—158.
60) Schorler, B., Zeitschr. f. Gewässerkunde 1898, S. 251; 1900, S. 1 u. 219.
61) Mez, C., Mikroskopische Wasseranalyse, 1898.
62) Braun, Max., Die tierischen Parasiten des Menschen, 3. Aufl., 1903.
63) Kolkwitz, Pritzkow u. Schiemenz, Mittlgn. d. Prüfungsanst. f. Wasservers. u. Abwbes. 1908, Heft 10, S. 2.
63a) Cronheim, W., Landw. Jahrb., 1909, Bd. 38, Erg.-Bd. 5, S. 253—263.
64) Hecker, H., Die Schnaken. Straßburg 1910.
65) Mühlens, P., Bericht über die Malariabekämpfung in Wilhelmshaven und Umgegend in der Zeit vom 1. April 1908 bis 31. März 1909. Klin. Jahrb. 1909, Bd. 22, S. 79—94.
66) Walter, Emil, Die Fischerei als Nebenbetrieb des Landwirtes und Forstmannes. Neudamm 1903.
67) Knauthe, Karl, Das Süßwasser, 1907.
68) Hofer, Br., Maßnahmen zur Reinhaltung der Gewässer in Bayern. Gesundh.-Ing. 1909, Bd. 32, S. 310.
69) Hofer, Über den Einfluß geklärter Abwässer auf die Beschaffenheit der Flüsse. Ber. über d. XIV. Internat. Kongreß f. Hygiene und Demographie. Berlin 1908. Bd. 3, S. 134—144.
70) Brockmann, Chr., Wiss. Meeresuntersuchungen. Neue Folge, Abt. Helgoland, 1906, Bd. 8, S. 1—15.
71) Letts and Hawthorne, Brit. Assoc. Report 1900, S. 935; und Proc. Royal Soc. Edin. Bd. 23, S. 268.
72) Mair, W., Journ. of Hyg. 1908, Bd. 8, S. 609.
73) Royal Commission, Reports on Sewage Disposal 1903—1911.
74) Steuer, Ad., Veränderungen der nordadriatischen Flora und Fauna während der letzten Dezennien. Internat. Rev. d. ges. Hydrobiol. u. Hydrographie 1910, Bd. 3, S. 6.
75) Kolkwitz, R., Mitt. d. Fischerei-Ver. f. d. Provinz Brandenburg. Uhles.-Heft, 1911.

III. Methoden, Organismen.

1. Die Regionen der Gewässer.

Um den Zustand eines Gewässers zu charakterisieren, ist nach Möglichkeit die Berücksichtigung der drei Regionen des freien Wassers, des Ufers und des Grundes geboten. Um diese drei Regionen kurz charakterisieren zu können, sei auf die beistehende Abbildung verwiesen, welche den Querschnitt durch einen Teich, eine Flußbucht oder dgl. zur Darstellung bringt. In diesem Bilde ist an der rechten Seite die Planktonregion (das freie Wasser) zu erkennen, welche von gröberer Flora und Fauna frei ist, dagegen

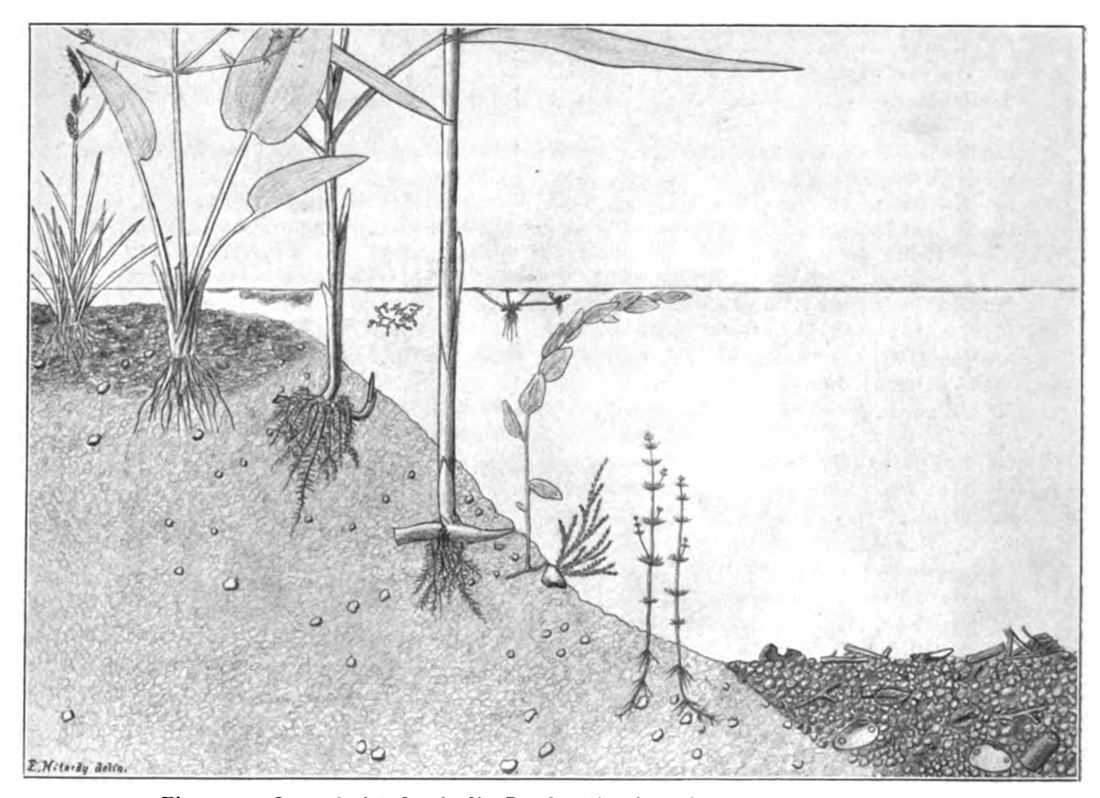


Fig. 102. Querschnitt durch die Randpartie eines Gewässers. $^1/_{10}$ nat. Größe.

zahlreiche Vertreter niederer Organismen, die ihrer Kleinheit wegen in diesem Übersichtsbild nicht wiedergegeben werden konnten, zu enthalten pflegt. Auf der Oberfläche des Wassers erkennt man eine durch Anhäufung entstandene schmale Schicht der wasserblütebildenden Spaltalge *Polycystis aeruginosa*.

Die Uferregion zeigt auf vorstehendem Bilde sumpfige Partien mit *Carex vulgaris* und *Alisma plantago*, an den flachen Wasserstellen schwimmende Watten von *Spirogyra crassa*, *longata* u. a. m. Hierauf folgen das Schwadengras, *Glyceria aquatica*, und Schilf, *Phragmites communis*. Die Rohrsumpfgewächse mit ihren meist horizontal fortwachsenden Grundstöcken können im Verein mit anderen Pflanzen zur Verlandung beitragen und durch ihren

dichten Wuchs den Wellenschlag des offenen Wassers am Ufer abschwächen. So werden für die hier schwimmenden Wasserpflanzen, wie Wasserlinse, *Lemna trisulca*, und Froschbiß, *Hydrocharis morsus ranae*, günstige Lebensbedingungen geschaffen, ebenso für Schilfstengel bewohnende Algen und Tiere. Weiter in der Tiefe wurzeln dann Laichkräuter, wie *Potamogeton perfoliatus*, Teichrosen u. a. m. Verfolgt man dann in dem Bilde die Vegetation weiter abwärts, so hören die höheren Gewächse auf und an ihrer Stelle finden sich Quellmoos, *Fontinalis antipyretica*, und Armleuchtergewächse, *Chara fragilis*, sowie andere mehr. Dazwischen und weiter abwärts können im organischen Filz des Hanges mikroskopisch kleine Algen, meist *Diatomaceae*, und dünne Häute bildende Spaltalgen, *Schizophyceae*, auftreten.

Die Grundregion endlich, auch Tiefen- und Schlammregion genannt, enthält, wie die Abbildung zeigt, zum größeren Teil Reste abgestorbener und abgesunkener Pflanzen und Tiere, an deren Zersetzung wieder ein sehr mannigfach gestaltetes Heer von lebenden Schlammorganismen beteiligt sein kann.

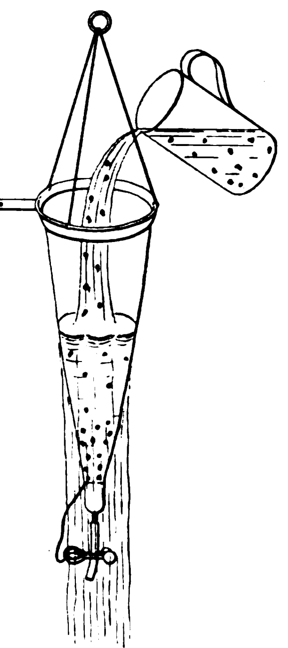


Fig. 103. Das Planktonnetz. $^1/_{10}$ nat. Größe.

2. Entnahme- und Untersuchungsinstrumente.

Entsprechend der regionalen Gliederung der Gewässer sind die Entnahmeinstrumente den drei vorher skizzierten natürlichen Formationen angepaßt.

Das Planktonnetz (Fig. 103) dient zum Abfischen der Planktonregion, wobei Organismen, Detrituspartikel, Sandkörnchen u. a. m. im Netzbecher zurückbleiben können. Zur quantitativen volumetrischen Bestimmung des Planktons benutzt man zweckmäßig Netze mit Seide Nr. 20 und filtriert nach der in der Figur angedeuteten Weise 50 Liter Wasser ab. Das Plankton wird dann in quantitative Planktongläser (d. h. graduierte) abgelassen, mit Formalin konserviert und event. bis zur Konstanz des Volumens zentrifugiert. Die sich ergebende Zahl von Kubikzentimetern wird hierauf mit 20 multipliziert, um den Gehalt pro Kubikmeter Wasser zu erhalten (vgl. die Tabellen S. 358 u. 359). Zur Entnahme von Tiefenproben und quantitativen Säulenfängen kann man sich zweckmäßig einer Planktonpumpe bedienen. Vgl. Volk [1].

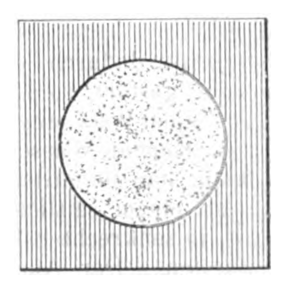


Fig. 104.
1 ccm Planktonkammer in der Vorderansicht, gefüllt mit Wasser aus dem Lietzensee, welcher ca. 700 Fäden von *Oscillatoria Agardhii* pro ccm enthielt. Natürliche Größe.

Die 1-ccm-Planktonkammer (Fig. 104) dient zur automatischen Entnahme eines abgemessenen kleinen Wasserquantums (1 ccm), in dem die Planktonorganismen und Detrituspartikel gezählt, nicht dem Volumen nach gemessen werden.

Die Kammer besteht aus einem flachen, zylindrisch durchbohrten Glasblock mit angekitteter Bodenscheibe und aufgelegter Deckscheibe. Der Durch-

messer der Bohrung beträgt 22 mm, ihre Höhe 2,63 mm. Nähere Einzelheiten siehe bei Kolkwitz [2]. Die Zählung geschieht zunächst mittels einer starken Lupe, mit welcher man den ganzen Kammerinhalt überblicken kann, z. B. mit einer 14fach vergrößernden Aplanatlupe. Genügt diese Vergrößerung nicht, so kann man noch zu 25fach und 40fach vergrößernden Lupen greifen. Sind die pro Kubikzentimeter vorhandenen Planktonorganismen sehr zahlreich, wie in dem Fig. 104 abgebildeten Beispiel, so kann mittels des Exkursionsmikroskopes (Fig. 105) ein kleiner Teil der Kammer an Ort und Stelle ausgezählt und der Gesamtinhalt berechnet werden. Beispiele von Zahlenwerten, welche auf diese Weise gewonnen wurden, sind S. 356 mitgeteilt. Das hier abgebildete Mikroskop wiegt einschließlich Verpackung 600 g und vergrößert mit den bezüglichen Objektiven 100- und 400mal, kann also auch zu feineren Untersuchungen als den bei 100facher Vergrößerung vorgenommenen Zählungen verwendet werden. Es bedarf dann noch eines kleinen Besteckes mit Objektträgern, Deckgläschen, Pinzette und Planktonpipette.

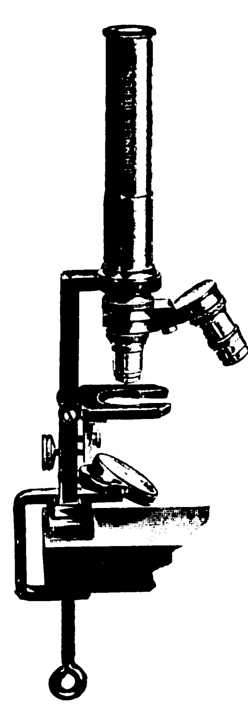


Fig. 105.
Das Exkursionsmikroskop.
1/4 nat. Größe.

Da das Plankton auf die Durchsichtigkeit und Farbe des Wassers von Einfluß sein kann, vermag man über seine Menge und zum Teil auch seine Art durch Versenken der weißen Sichtscheibe (Fig. 106) Aufschluß zu erhalten. Für nicht zu tiefe und klare Gewässer verwendet man eine Scheibe von 15 × 21 cm Fläche, welche fast genau der Größe einer runden Scheibe von 10 cm Radius entspricht. Über eine Modifikation der Scheibe unter Verwendung einer darauf gezeichneten Ziffer vergleiche man Kurpjuweit [3]. Zahlenangaben über Sichttiefen, d. h. Strecken, bei denen die versenkte Scheibe für das Auge verschwindet, finden sich S. 344. Ist die Wasseroberfläche gekräuselt und wird dadurch die Beobachtung der versenkten Scheibe gestört, so kann man zum Glätten der Oberfläche einen Wassergucker auf diese aufsetzen. Wird im strömenden Wasser die Scheibe zur Seite gedrängt, so kann man sie mittels des Ausziehstockes (Fig. 107), der an einem seitlichen Loch in der Scheibe befestigt wird, in senkrechter Lage unter der Beobachtungsstelle festhalten. Der Ausziehstock dient ferner zum Befestigen des Planktonnetzes und der Fig. 108—110 abgebildeten Instrumente.

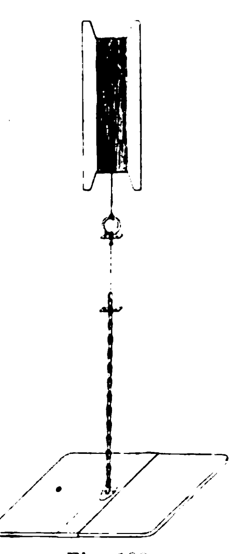


Fig. 106.
Die weiße Sichtscheibe.
1/10 nat. Größe.

Der Pfahlkratzer (Fig. 108) besteht aus einem mit Schneide versehenen Bügel und einem grobmaschigen Netz. Er dient zur Entnahme von Organismen, welche an untergetauchten Pfählen, Bohlen usw. festsitzen, auch zum Heraufholen von Uferschlammproben.

In ähnlicher Weise kann der Becher mit ver-

stellbarer Ansatzhülse (Fig. 109) verwendet werden, außerdem aber noch zur Entnahme von Wasserproben an flachen Stellen oder aus engen Röhren u. dgl.

Das Schilfmesser (Fig. 110), welches, wie bereits bemerkt, ebenfalls an dem Ausziehstock befestigt wird, besitzt eine kräftige Stahlklinge, mittels welcher man mit Organismen besetzte Schilfstengel und andere untergetauchte Gegenstände tief unter Wasser leicht abschneiden kann.

Zum Heraufbefördern von Bodenproben am Grunde von Gewässern dienen Dretschen, von denen in Fig. 111 die viereckige zusammenklappbare Dretsche abgebildet ist. Sie besteht aus einem Eisenrahmen mit Gleitbügeln und verstellbaren Schneiden sowie einem grobmaschigen Beutel. Die Schneiden werden für lockeren Boden stark spreizend, bei festerem schwach spreizend gestellt. Das Gewicht dieser Grundschleppe beträgt

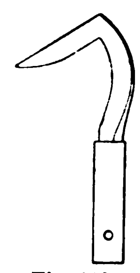


Fig. 110.
Das Schilfmesser.
$1/3$ nat. Größe.

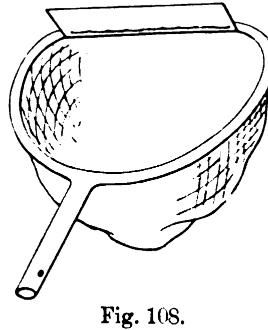


Fig. 108.
Der Pfahlkratzer.
$1/4$ nat. Größe.

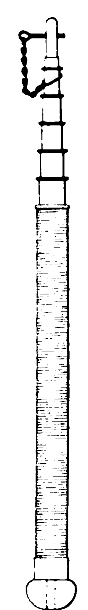


Fig. 107.
Der Ausziehstock.
$1/5$ nat. Größe.

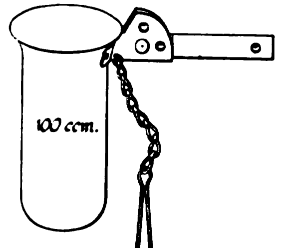


Fig. 109. Der Becher mit verstellbarer Ansatzhülse.
$1/4$ nat. Größe.

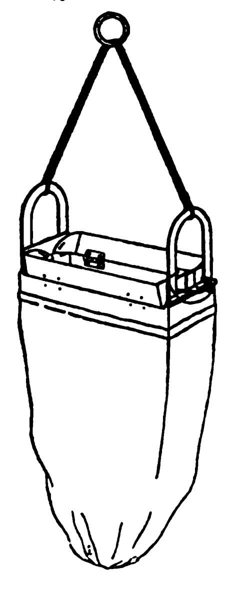


Fig. 111. Die zusammenklappbare Dretsche.
$1/12$ nat. Größe.

2,6 kg, ihr Ausmaß nach dem Zusammenklappen 25:10:6 cm. Sie zeichnet sich vor verschiedenen anderen Konstruktionen durch große Greifsicherheit beim Hinziehen über den Grund aus. Das erbeutete Material kann direkt untersucht oder auf geeigneten Schlammsieben ausgewaschen werden.

Will man nur kleine Grundproben entnehmen, so kann man den Schlammheber mit Vorgewicht benutzen. Über diesen und eine Reihe anderer Entnahmeinstrumente vergleiche man Kolkwitz [2].

3. Organismen.

Die Zahl der für die biologische Beurteilung der Gewässer wesentlich in Betracht kommenden Organismen beläuft sich auf etwa 1000. Von diesen sind gegen 120 in der vorliegenden Arbeit abgebildet, und zwar in natürlicher Größe und bei 50-, 250-, 500- und vereinzelt auch bei 25facher Vergrößerung. Die räumliche Anordnung der Figuren auf den farbigen Tafeln ist so gewählt, daß die Planktonorganismen in die Nähe der Wasseroberfläche gesetzt wurden, die Uferorganismen in mittlere Höhe und die Grundorganismen nach unten. Die Abbildungen sind zum größeren Teil Originale, die anderen nach van Heurck, Hudson-Gosse und Blochmann gezeichnet. Zur Charakteristik des Vorkommens dieser und einiger anderer charakteristischer Organismen diene die folgende Übersicht nach dem ökologischen System von Kolkwitz und Marsson (l. c.). In diesem bringen die Bezeichnungen p, αm, βm und o zum Ausdruck, für welche chemisch gekennzeichneten Standorte die betreffenden Organismen charakteristisch sind (vgl. S. 353—361). In der Natur der p- und αm-Zone liegt es, daß viele der hier lebenden Organismen oft in Massen rasch auftreten und schnell wieder verschwinden.

Poly-Saprobien.

Leben in Zonen mit Polypeptiden usw. p = polysaprob.

Schizomycetes.

I, 1. **Streptococcus margaritaceus.** Eine im Vergleich zu den meist sehr kleinen Kokken verhältnismäßig stattliche Spezies, welche sich vorwiegend in städtischen Abwässern findet, besonders im Bodensatz nach dem Stehen der entnommenen Proben.

Micrococcus ureae (nicht abgebildet). In Stalljauche u. a. a. O.; Zellen unbeweglich, von ca. 1 μ Durchmesser.

I, 2. **Sarcina paludosa.** Eine der größeren Sarcinen, welche sich hauptsächlich in solchem Schlamm findet, der durch Zersetzung einen teerähnlichen Geruch angenommen hat.

I, 3. **Bacterium vulgare = Proteus vulgaris.** Findet sich häufig in fauligem Abwasser, meist in Gestalt beweglicher Fäden. Wachstum aerob und anaerob. Durchmesser der Zellen ca. 0,7 μ.

Bacterium coli (nicht abgebildet). Häufig im Darm des Menschen und sehr vieler, besonders warmblütiger Tiere. Wird oft erratisch in reinere Wasserregionen verschleppt.

Bacillus subtilis (nicht abgebildet) gehört zu den sporenbildenden Bakterien der Abwässer. Ist obligat aerob, lebt daher vorwiegend an der Oberfläche. Die beweglichen Fäden sind robuster als bei *Bact. vulgare*; ihr Durchmesser beträgt 0,8—1,2 μ.

I, 4. **Pseudomonas fluorescens.** Sehr verbreitet, besonders in verunreinigten Flüssen und Abwässern, kann in den letztgenannten Schwärme bilden, welche sich infolge von Aerotaxis nahe der Oberfläche zu halten pflegen. Wird auch in reines Wasser verschleppt.

Microspira saprophiles (nicht abgebildet) in Kanalschlamm und fauligen Wässern.



I, 5. **Spirillum volutans.** Gehört zu den größten unter den bekannten Spirillen; der Zelldurchmesser beträgt ca. 1,8 μ. Die Spezies ist ziemlich selten und wird in der Literatur oft falsch beschrieben. Sie findet sich vorwiegend in städtischen Abwässern.

Spirillum undula (nicht abgebildet) ist eine kleinere charakteristische Art. Sie findet sich häufig in Tümpeln mit zersetztem Laub, in Jauche und fast regelmäßig in städtischen Abwässern, besonders wenn diese einige Zeit stehen.

I, 6. **Sphaerotilus roseus.** Bildet fellartige, schleimige Besätze von meist rosenroter Farbe an Bohlen, Pfählen, Faschinen usw. Seltener als die folgende Spezies.

Textf. 101. **Sphaerotilus natans.** Der häufigste Abwasserpilz. Bildet wie die vorige Art ebenfalls fellartige, aber weißliche Überzüge. Bei besonders guter Ernährung sind die schleimigen Zotten von opakweißer Farbe wie Stärkekleister, sonst etwas mehr hyalin. Die Entwicklung wird durch Bewegung des Wassers (Strömung, Wellenschlag) sehr begünstigt, falls geeignete Ansetzungsgegenstände vorhanden sind. Wenn in ein verunreinigtes stehendes Gewässer eine reine Wasserader einfließt, so kann durch diese infolge der Bewegung und Belüftung der latent vegetierende Pilz lokal zu üppigerer Entwicklung angeregt werden. Näheres siehe bei Kolkwitz (4). Vgl. auch *Cladothrix dichotoma* S. 357.

I, 7. **Zoogloea ramigera.** Bildet mikroskopisch kleine Bäumchen oder geweihartige Gebilde, welche mit *Sphaerotilus* in genetischem Zusammenhange zu stehen scheinen. Vgl. auch Textfig. 101.

I, 8. **Zoogloea compacta** nomen ad interim bildet gallertartige, dichtklumpige, mikroskopisch kleine Massen. Häufig zwischen *Z. ramigera*. Zellen meist klein stäbchenförmig.

I, 9. **Zoogloea carnea** nom. ad int. Bildet große makroskopisch sichtbare, fleischfarbene Gallertklumpen an Wänden von Abwassergruben, Zellen kurz stäbchenförmig, etwa 1,5 μ dick.

I, 10. **Zoogloea uva** nom. ad int. Tritt an Wurzeln, Halmen usw. in Form von erbsen- bis kirschengroßen, traubig gehäuften Gebilden auf. Stäbchen meist langgestreckt und etwas über 1 μ dick.

I, 11. **Beggiatoa alba.** Fäden mit Schwefelkügelchen, welche durch Oxydation von Schwefelwasserstoff entstehen. An Stellen, wo diese Substanz nicht durch Fäulnis, sondern, wie in manchen Quellen durch Reduktion von Gips entsteht, kann *Beggiatoa* oligosaprob sein

I, 12. **Beggiatoa arachnoidea.** Fäden einen weißen Schleier auf schwefelwasserstofferzeugendem Schlamm bildend.

I, 13. **Beggiatoa arachnoidea.** Ein mit weißen Schwefelpilzen überzogener Schlammfladen, welcher durch eine große Gärblase vom Boden an die Oberfläche emporgehoben worden ist.

I, 14. **Lamprocystis roseo-persicina.** Zersetztes Erlenblatt mit einem roten Überzug von *Lamprocystis*. Der polysaprobe Charakter kann sich auf das Blatt beschränken, während das umgebende Wasser zwar von sumpfiger Natur, aber verhältnismäßig reiner Beschaffenheit sein kann.

I, 15. **Thiopolycoccus ruber.** Zellen kleiner als bei der vorigen Gattung, sonst makroskopisch ähnlich. Auf der Oberfläche einer Abwasserschwimmdecke dargestellt.

I, 16. **Chromatium Okenii.** Eine stattliche Schwefelbakterie, welche ganze Teiche rot wie Kirschsaft färben kann. Auch in der mesosaproben Zone.

I, 17. **Thiospirillum sanguineum.** Gehört zu den größten planktonischen Schwefelbakterien. An ähnlichen Orten wie die vorige, aber seltener.

Schizophyceae.

I, 18. **Spirulina (Arthrospira) Jenneri.** Nicht selten in Gemeinschaft mit *Beggiatoa.* Greift bei vereinzeltem Vorkommen in die mesosaprobe Zone über.

Euglenales.

I, 19. **Euglena viridis.** Bildet bei massenhaftem Vorkommen saftgrüne Überzüge auf der Wasseroberfläche, z. B. auf verunreinigten Dorfteichen und Abwasserpfützen.

Protococcales.

I, 20. **Polytoma uvella.** Findet sich oft in großer Menge in städtischem Abwasser.

Phycomycetes.

I, 21. **Mucor (Zygorhynchus).** Bildet filz- oder fellartige Überzüge und Besätze an Faschinen, Koksstücken von Tropfkörpern usw. Auch in der mesosaproben Zone.

Rhizopoda.

I, 22. **Amoeba (Hyalodiscus) limax.** Häufig im Abwasser, in biologischen Tropfkörpern usw. Bei vereinzeltem Vorkommen auch in der mesosaproben Zone.

Flagellata.

I, 23. **Bodo saltans.** Von Ehrenberg als hüpfende Schwanzmonade bezeichnet. Häufig im Sielwasser und in faulenden Pflanzenaufgüssen mit anderen Bodonen. Vereinzelt auch in der mesosaproben Zone.

I, 24. **Hexamitus inflatus.** Häufig in städtischem Abwasser. In vereinzelten Exemplaren auch in der mesosaproben Zone.

Ciliata.

I, 25. **Paramaecium putrinum.** Vorkommen ähnlich wie bei der vorigen.

I, 26. **Paramaecium caudatum.** Auch in vereinzelten Exemplaren mit bloßem Auge wahrnehmbar. Scheint seine Hauptverbreitung in der mesosaproben Zone zu haben. Etwas mehr als natürliche Größe.

I, 27. **Colpidium colpoda.** Nicht selten in fäulnisfähigen Wässern, aber auch α-mesosaprob lebend.

I, 28. **Vorticella microstoma.** Verbreitung ähnlich wie bei der vorigen. Vorübergehend normal planktonisch, wenn sich die Köpfe von den Stielen losgelöst haben.

Vermes.

I, 29. **Tubifex rivulorum.** Oft massenhaft in fauligem Schlamm. Vgl. S. 361. Mehr vereinzelt auch in der mesosaproben Zone.

Rotatoria.

I, 30. **Rotifer actinurus.** Vermag noch in sehr sauerstoffarmem Wasser zu leben. Auch in der mesosaproben Zone.

Diptera.

I, 31. **Chironomus plumosus.** Larven dieser Zuckmücke häufig in stinkigem Schlamm zu finden. Auch in der mesosaproben Zone. Die Gattung *Chironomus* ist sehr artenreich.

I, 32. **Eristalis tenax.** Oft in stark verschmutzten Abwassergräben. Die Larven führen ihre Atemröhren an die Oberfläche des Wassers empor. Sie werden häufig als „Rattenschwanzlarven" bezeichnet.

* * *

Meso-Saprobien.

Leben in Zonen mit Aminosäuren, Glyzerin usw.

αm = α-mesosaprob, βm = β-mesosaprob.

Schizomycetes.

Textf. 101. **Cladothrix dichotoma** βm. Ist in der Regel, besonders bei einem Zelldurchmesser von etwa 2 μ, identisch mit pseudoverzweigten Exemplaren von *Sphaerotilus.*

II, 1. **Thiothrix nivea** αm. Fäden mit Schwefelkügelchen, im Gegensatz zu der frei beweglichen *Beggiatoa* festsitzend. Ist in Schwefelwasserstoffquellen oligosaprob; kann weiße, flockige Besätze an Stengeln, Wurzeln usw. bilden.

Schizophyceae.

II, 2. **Oscillatoria chlorina** αm. Wird außer an anderen Standorten in Reinigungsteichen mit verdünntem Abwasser angetroffen.

II, 3. **Oscillatoria limosa** βm. Häufig in flachen Gewässern auf mehr oder weniger stark belüftetem Schlamm mit organischen Nährstoffen. Kann in Fladen durch Assimilationsgase an die Oberfläche emporgehoben werden. Nicht selten in Gemeinschaft mit Kieselalgen z. B. *Nitzschia communis.*

Phormidium uncinatum αm (nicht abgebildet). Bildet häufig Häute in der Emersionszone von Rieselfeldgräben und auf biologischen Tropfkörpern.

Aphanizomenon flos aquae βm (nicht abgebildet). Kann, besonders in Seen mit geeigneten organischen Nährstoffen, in großer Menge auftreten und eine blaugrüne Wasserblüte bilden.

Cryptomonadales.

Cryptomonas erosa βm (nicht abgebildet). An geeigneten Standorten können sich 1000 und mehr Exemplare pro ccm Wasser finden. In diesen Fällen treten leichte Trübungen in den Gewässern auf.

Bacillariales.

II, 4. **Melosira varians** βm. Charakteristisch für die Zone der abklingenden Selbstreinigung. Kann auch etwas in die α-mesosaprobe Zone übergreifen.

II, 5. **Hantzschia amphioxys** αm. Gehört zu den wenigen Kieselalgen, welche in ziemlich deutlich verunreinigte Regionen vordringen.

II, 6. **Synedra splendens** βm. Sehr häufiger Bewohner der Uferregion.

II, 7. **Cocconeis pediculus** βm. Häufig auf der Oberfläche benthonischer Wasserpflanzen; auch in der oligosaproben Zone.

Stephanodiscus Hantzschianus βm (nicht abgebildet). Typisch planktonisch, oft in großer Menge (Tausende von Zellen pro ccm Wasser).

Navicula cuspidata βm (nicht abgebildet). Gehört zu den größeren für diese Zone charakteristischen Kieselalgen.

Gomphonema olivaceum βm (nicht abgebildet). Benthonisch. Typisch für die Region, wo die Selbstreinigung sich deutlich der Mineralisation nähert.

Conjugatae.

II, 8. **Closterium acerosum** βm. Weit verbreitet. Nicht selten erratisch planktonisch.

II, 9. **Spirogyra crassa** βm. Kann Drainwasserteiche der Rieselfelder in dichten Watten überziehen. Vgl. auch Textfig. 102.

Protococcales.

II, 10. **Scenedesmus acutus** βm. Vorwiegend in der Uferregion lebend.

Chlamydomonas Reinhardi βm (nicht abgebildet). Kann vorübergehend Wasserblüten von rein grüner Farbe bilden.

Confervales.

II, 11. **Conferva bombycina** βm. Kann lockere, weiche Watten in der Uferregion bilden.

II, 12. **Stigeoclonium tenue** αm und βm. Sehr verbreitet als Uferorganismus. Der Grad der Verzweigung ist großen Schwankungen unterworfen.

II, 13. **Cladophora crispata** βm. Kann armdicke Strähnen von über 1 m Länge bilden, besonders in Draingräben von Rieselfeldern. Fäden verhältnismäßig schwer zerreißbar, nicht schleimig.

II, 14. **Leptomitus (Apodya) lacteus** αm. Kann Bäche und Flußufer mit fellartigen, weißen Massen auskleiden. Nicht polysaprob. Vgl. Kolkwitz [2].

II, 15. **Leptomitus (Apodya) lacteus** αm. Makroskopisches Bild. Weiße Zotte an einem Zweigstück einer Faschine festsitzend.

Hyphomycetes.

II, 16. **Fusarium species** αm. Verträgt schwach sauere Abwässer. Bezüglich der Artabgrenzungen vergleiche man die Monographie dieser Gattung von Appel und Wollenweber [5]. Die *Fusarien* in den Vorflutern der Zellulosefabriken u. a. m. dürften Kohlenhydrate als Nahrung bevorzugen, während diejenigen, welche auf Tropfkörpern und in der Emersionszone von Becken mit alkalischen städtischen Abwässern leben, wahrscheinlich mehr eiweißähnliche Stoffe aufnehmen und dementsprechend vorwiegend der p-Zone zuzurechnen sind. Für *Mucor* liegen die Verhältnisse ähnlich.

Monocotyledoneae.

II, 17. **Lemna polyrrhiza** βm. Auf der Oberfläche von Teichen und Gräben, diese oft dicht und weithin überziehend. In größeren Seen nicht auf der freien Wasserfläche. *Lemna trisulca* siehe S. 368.

II, 18. **Elodea canadensis** βm. Wasserpest. Ist ziemlich widerstandsfähig. Kann zur Verkrautung von Teichen und Gräben beitragen. *Alisma plantago*, *Glyceria aquatica* und *Phragmites communis* vergleiche auf Textfig. 102.



Rhizopoda.

II, 19. **Arcella vulgaris** βm. Entwickelt sich oft reichlich in biologisch gereinigtem Wasser, wenn dieses einige Zeit steht; ähnlich verhält sich *Actinophrys sol.*

Amoeba radiosa βm (nicht abgebildet). An ähnlichen Fundorten wie die vorige und folgende.

Heliozoa.

II, 20. **Actinosphaerium eichhorni** βm. Findet sich nicht selten auf lockerem, belüftetem Schlamm der Uferregion.

Flagellata.

II, 21. **Anthophysa vegetans** αm. Vermag sich rasch als Besatz oder an *Zoogloea*-Schwimmschichten (vgl. S. 347) in solchem Wasser zu entwickeln, welches die durch Schwefelwasserstoff angezeigte Fäulnis zum größeren Teil bereits überwunden hat.

Bodo globosus αm (nicht abgebildet). Mit anderen Arten sehr verbreitet in halbmineralisierten Wässern.

Peranema trichophorum αm (nicht abgebildet). Meist auf Schlamm. Bei nicht zu vereinzeltem Auftreten deutlich α-mesosaprob.

II, 22. **Spirochaete plicatilis** αm. Häufig in unteren Schichten biologischer Tropfkörper und in Schlamm, welcher unter oder nach Schwefelwasserstoffentwicklung eine schwache, teerartige Zersetzung durchmacht.

Ciliata.

Amphileptus claparedi αm (nicht abgebildet). Kann in die polysaprobe Zone übergreifen.

II, 23. **Coleps hirtus** βm und αm. Kann sich sehr reichlich entwickeln, wenn man einige Semmelkrümel in mesosaprobem Wasser sich zersetzen läßt. Ein sehr gefräßiges Wimperinfusor.

Chilodon cucullulus βm (nicht abgebildet). Nicht selten in Gemeinschaft von *Stylonychia*, *Euplotes* und *Aspidisca.*

II, 24. **Glaucoma scintillans** αm. Findet sich mehr vereinzelt auch in der mesosaproben Zone.

Spirostomum ambiguum αm (nicht abgebildet). Bei reichlicher Entwicklung sehr typisch für die α-mesosaprobe Zone.

II, 25. **Stentor coeruleus** αm. Freischwimmend und auf Schlamm bisweilen in kleinen Gruben aufsitzend; bei reichlichem Auftreten typisch α-mesosaprob. *Stentor polymorphus* und *St. roeseli* sind mehr β-mesosaprob.

Halteria grandinella βm (nicht abgebildet). Es ist bisher wenig bekannt geworden, daß dieser Organismus sehr häufig im Plankton auftritt. Beim Fischen mit dem Planktonnetz passiert er gewöhnlich dessen Maschen.

II, 26. **Vorticella convallaria** αm. Sehr verbreiteter Bakterienfresser.

II, 27. **Carchesium lachmanni** αm. Ein nach Form und Standort sehr charakteristischer Organismus. Bildet häufig zarte weiße Überzüge an Stengeln, Steinen usw.

Suctoria.

Podophrya species meist βm (nicht abgebildet). Entwickeln sich sehr häufig in biologisch gereinigtem, also meist β-mesosaprobem Abwasser.

Spongiae.

Euspongilla lacustris βm (nicht abgebildet). Die Entwicklung von Schwämmen wird häufig durch Zufließen von Wässern mit gewissen düngenden Substanzen gefördert; sie sind nach dem Bisherigen zur Beurteilung von Gewässern aber meist wenig geeignet.

Hydroidea.

II, 28. **Hydra fusca** βm und o. Findet sich nicht selten in Drainwasserteichen der Rieselfelder in besonders üppig entwickelten Exemplaren. In kleineren Exemplaren auch in der oligosaproben Zone.

Vermes.

Nephelis vulgaris αm und βm (nicht abgebildet). Sehr verbreiteter, ziemlich widerstandsfähiger Schlammegel.

II, 29. **Stylaria lacustris** βm. Ziemlich verbreitet in Schlamm und organischem Filz.

II, 30. **Nematoden** meist αm. Sehr verbreitet in Schlamm und organischem Detritus, bei reichlicherem Auftreten erratisch auch im Plankton.

Rotatoria.

II, 31. **Hydatina senta** αm. Frißt Bakterien, darunter auch rote Schwefelbakterien, Algen u. a. m. Lebt oft in großen Mengen planktonisch.

II, 32. **Anuraea aculeata** βm. Mit *A. cochlearis* sehr verbreitet im Plankton. Bei geringerer Entwicklung auch in der oligosaproben Zone. Beispiele für andere wichtige Rädertiere sind: *Rotifer vulgaris* αm und βm, *Callidina elegans* αm, *Brachionus pala* βm, *Asplanchna* βm und o, *Synchaeta* βm und o, *Polyarthra* βm und o, *Triarthra longiseta* αm und βm.

Bryozoa.

II, 33. **Plumatella repens** βm. Kann dichte, knollige und lappenartige Überzüge an Brückenpfeilern, Pfählen und Steinen bilden.

Mollusca.

II, 34. **Limnaea (Gulnaria) auricularia** βm. Zeichnet sich vor den anderen Spezies durch eine gewisse Widerstandsfähigkeit gegen manche verunreinigende Zuflüsse aus.

II, 35. **Paludina vivipara = Vivipara vera** βm. Greift auch in die α-mesosaprobe Zone über.

II, 36. **Sphaerium (Cyclas) rivicolum** βm. Kommt auch im Schlamm der oligosaproben Zone vor, während die Spezies *Sph. corneum* vorwiegend α-mesosaprob ist.

Crustacea.

II, 37. **Asellus aquaticus** αm. Bei geringerer Entwicklung auch β-mesosaprob. Frißt vorwiegend Detritus und Pflanzenreste.

II, 38. **Gammarus fluviatilis** βm. Lebt besonders in der Uferregion. *G. pulex* ist mehr Bewohner von Quellen und rasch fließenden Bächen, also oligosaprob.

Cyclops strenuus αm und βm (nicht abgebildet). Diese und einige andere Spezies sind ziemlich widerstandsfähige Organismen, ebenso ihre Larvenformen *Nauplius*.

II, 39. **Canthocamptus staphylinus** βm. Lebt besonders in der Uferregion; häufig auch in den Sandschichten mancher Trinkwasserfilter.

II, 40. **Cypris species** βm. Die *Cypris*-Arten leben teils in der β-mesosaproben, teils in der oligosaproben Zone.



II, 41. **Daphnia pulex** αm und βm. Kann besonders in Tümpeln und Teichen in solchen Mengen auftreten, daß das Wasser rötlich gefärbt wird.

Hydrachnidae.

II, 42. **Hydrachna globosa** βm. In der Uferregion der Gewässer. Die meisten Hydrachniden leben oligosaprob.

Neuroptera.

II, 43. **Hydropsyche species** βm. Larven in der Uferregion, besonders von Flüssen; beispielsweise im Mittellauf der Elbe verbreitet.

Diptera.

II, 44. **Stratiomys species** αm. Larven im Schlamm lebend.

Psychoda species αm (nicht abgebildet). Larven häufig im organischen Filz der Tropfkörper in großen Mengen.

II, 45, 46. **Culex species** βm. Larven und Puppen werden außer an natürlichen Standorten auch in Drainwasserteichen von Rieselfeldern angetroffen.

Pisces.

Cyprinus carpio βm (nicht abgebildet). Karpfen gedeihen sehr gut in Drainwasserteichen von Rieselfeldern; ebenso Karauschen (*Carassius vulgaris*), Schleien (*Tinca vulgaris*), Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) und einige mehr.

* * *

Oligo-Saprobien.

Leben in Zonen mit vorwiegend mineralisierten N-Verbindungen usw.

o = oligosaprob.

Schizomycetes.

Textf. 100. **Chlamydothrix ochracea.** Eine sehr verbreitete Eisenbakterie, welche häufig in eisenhaltigen, etwas belüfteten Grundwässern vorkommt. Bedarf zu seiner Ernährung organischer Substanzen; kommt auch in Oberflächengewässern vor. Vgl. S. 340.

Textf. 100. **Gallionella ferruginea.** In eisenhaltigen Grundwässern, welche nur geringe Mengen von organischer Substanz enthalten (z. B. 5—7 mg Kaliumpermanganatverbrauch pro Liter).

Textf. 100. **Crenothrix polyspora.** Ein von organischen Substanzen lebender Uferorganismus, welcher auch in Grundwasserwerken und Brunnen mit Eisengehalt vorkommt. Speichert auch Manganverbindungen.

Textf. 100. **Clonothrix fusca.** Eine stattliche und charakteristisch aussehende Eisenbakterie in Grundwässern und in der Uferregion von Oberflächengewässern.

Thiothrix nivea. Näheres über diesen Organismus und über die Standorte der *Beggiatoaceae* siehe S. 373 u. 375.

Schizophyceae.

III, 1. **Polycystis aeruginosa.** Bildet, besonders zur warmen Jahreszeit, Wasserblüte. Bei üppiger Entwicklung dieser Spaltalge können sich in der Uferregion mancher Seen dicke, grünspanfarbige Überzüge bilden (vgl. auch Textfig. 102).

III, 2. **Merismopedia elegans.** Vorwiegend ein Bewohner der Schlickoberfläche und Algenbestände der Uferregion, welcher wohl meist nur erratisch in die Planktonregion gerissen wird.

Anabaena flos aquae (nicht abgebildet). Erzeugt nicht selten grünspanfarbige Wasserblüte.

Chrysomonadales.

III, 3. **Chromulina Rosanoffii.** Vermag auf die Wasseroberfläche emporzukriechen und dort durch Lichtreflex Goldglanz zu erzeugen.

Synura uvella (nicht abgebildet). Ein besonders zur kalten Jahreszeit häufiger Planktonorganismus der Seen, Flüsse usw.

Dinobryon sertularia (nicht abgebildet). Besonders häufig im Plankton größerer und kleinerer Seen. Bisweilen in zahlreichen Exemplaren pro ccm Wasser vorkommend.

Euglenales.

Phacus pleuronectes (nicht abgebildet). Häufiger meist nur in kleineren Gewässern vorkommender Flagellat. Kann auch in die mesosaprobe Zone übergreifen.

Peridiniales.

III, 4. **Gymnodinium palustre.** In größeren Mengen nicht selten im Wasser mancher Talsperren. Neigt leicht zur Bildung schleimiger Hüllen.

III, 5. **Cèratium hirundinella** Als Schwalbenschwanz-Alge bezeichnet. Charakteristischer Planktonorganismus, welcher besonders in kleineren und größeren Seen vorkommt.

Bacillariales.

III, 6. **Melosira Binderiana.** Neben anderen Spezies nicht selten im Plankton, z. B. in langsam strömenden Flüssen.

III, 7. **Melosira arenaria.** Eine robuste Spezies, welche hauptsächlich in der Uferregion vorkommt.

III, 8. **Tabellaria flocculosa.** Vorwiegend im Plankton von größeren Seen. Eine ähnliche Verbreitung besitzt die Spezies *T. fenestrata.*

III, 9. **Asterionella formosa.** Sehr verbreitet im Plankton von Seen und größeren, langsam strömenden Flüssen. Ist nicht selten mit den Flagellaten *Diplosiga frequentissima* und *Salpingoeca convallaria* besetzt.

Pinnularia viridis (nicht abgebildet). Eine ziemlich verbreitete Kieselalge der Uferschlammregion.

III, 10. **Pleurosigma attenuatum.** Ein Bewohner der Uferschlammregion. Chromatophoren nicht mitgezeichnet.

III, 11. **Gomphonema acuminatum.** Uferbewohnende Kieselalge (ohne Chromatophoren gezeichnet) auf Schilfstengeln usw.

III, 12. **Cymatopleura solea.** Chromatophoren nicht mitgezeichnet. Uferschlammdiatomee.

III, 13. **Surirella splendida.** Chromatophoren nicht mitgezeichnet. Lebt besonders am Grunde in der Uferregion.

Conjugatae.

III, 14. **Closterium Ehrenbergii.** In der Uferregion; im Plankton wohl nur erratisch.

III, 15. **Micrasterias rotata.** Vorwiegend auf mehr oder weniger flachen Stellen im Wasser aufgelagert, seltener im Plankton.

Protococcales.

III, 16. **Volvox globator.** Typischer Planktonorganismus; weniger verbreitet als *Volvox aureus.*

Eudorina elegans (nicht abgebildet). Sehr verbreiteter Planktonorganismus; in Seen, Teichen und Flüssen.

Rhaphidium polymorphum (nicht abgebildet). Häufig in der Uferregion, seltener im Plankton.

III, 17. **Pediastrum Boryanum.** Am Ufer und im Plankton. Gehört bei üppiger Entwicklung der β-mesosaproben Zone an.

III, 18. **Hydrodictyon utriculatum.** Kann gelegentlich in Drainwasserteichen der Rieselfelder zentnerweise auftreten; dann β-mesosaprob.

Confervales.

Ulothrix zonata (nicht abgebildet). Kann saftgrüne flutende Besätze bilden und in Beständen in die mesosaprobe Zone übergehen.

III, 19. **Bulbochaete setigera.** Mit *Oedogonium* u. a. m. in der Uferregion.

III, 20. **Cladophora glomerata.** Als grüner Besatz an Steinen, Badeanstalten usw.; in Bächen, Flüssen u. a. m.

Florideae.

III, 21. **Chantransia chalybea.** Bildet kleine Rasen von violetter bis bräunlicher Farbe an Schilfpflanzen, Steinen usw.

III, 22. **Lemanea torulosa.** Vorwiegend in Gebirgsbächen, besonders an Steinen festsitzend, *L. annulata* auch in Niederungsflüssen, besonders an Wehren.

III, 23. **Batrachospermum moniliforme** (Froschlaichalge). Findet sich in Form festsitzender, schlüpfriger Rasen von rötlicher oder grünlicher Farbe in fließenden und stehenden Gewässern.

Charales.

III, 24. **Chara fragilis.** Armleuchtergewächs. Meist gesellig lebend, mit *Ch. foetida* der häufigste Vertreter der Gattung. Die Vertreter der *Characeen* vertragen keinerlei Einwirkung von Abwässern. Vgl. auch Textfig. 102.

Bryophyta.

III, 25. **Fontinalis antipyretica.** Meist in Form kompakter, flutender Rasen von dunkelgrüner bis brauner Farbe in stehenden und fließenden Gewässern. An Steinen, Wurzeln, Holzbohlen usw. Vgl. auch Textfig. 102.

Pteridophyta.

Isoetes echinosporum (nicht abgebildet). In Seen und Teichen, meist selten. Entwickelt sich auf schlickigem Grunde üppiger als auf sandigem.

Monocotyledoneae.

III, 26. **Potamogeton crispus.** Die Abbildung stellt eine Winterknospe dar. Die Pflanze vegetiert bisweilen üppig in verdünnten Drainwässern der Rieselfelder. *Potamogeton perfoliatus*, βm und o, *Lemna trisulca*, *Hydrocharis morsus ranae* und *Carex vulgaris* sind in Textfig. 102 dargestellt.

Dicotyledoneae.

Nuphar luteum, Teichrose (nicht abgebildet) und *Nymphaea alba* gehören im allgemeinen der oligo- und β-mesosaproben Zone an, sind aber im vegetativen Zustande nicht selten ziemlich unempfindlich gegen gewisse Abwassereinflüsse.

Rhizopoda.

III, 27. **Difflugia acuminata.** In der Uferregion an Stengeln, Blättern, auf Schlick usw.

Ciliata.

III, 28. **Vorticella nebulifera.** Bildet bei üppiger Ausbildung weißliche Überzüge an Schilfstengeln, auf Blättern von untergetauchten Wasserpflanzen usw.

III, 29. **Ophrydium versatile.** Meist grün durch *Chlorella.* Kann über faustgroße, schwimmende Gallertklumpen in Seen, Teichen und Gräben bilden.

Vermes.

III, 30. **Phreoryctes menkeanus = Haplotaxis gordioides.** Der Wurm gelangt durch feuchten Boden bisweilen in Grundwasserleitungen, besonders in Gebirgsgegenden; er ist hygienisch aber unschädlich.

III, 31. **Planaria gonocephala.** Vorwiegend in Flüssen und Bächen, gern unter Steinen und an Pflanzen. *Pl. alpina* pflegt sich auf die kühle Quellregion zu beschränken.

Rotatoria.

III, 32. **Asplanchna priodonta.** Geht auch in das Plankton der β-mesosaproben Zone über. *A. brightwelli* pflegt sich mehr auf die oligosaprobe Zone zu beschränken.

III, 33. **Notholca longispina.** In der planktonischen Region, besonders von Seen.

Mollusca.

Limnaea stagnalis (nicht abgebildet). Atmet durch Lungen und steigt deshalb von Zeit zu Zeit an die Wasseroberfläche empor. Der Kalkgehalt der Gewässer ist von wesentlichem Einfluß auf die Ausbildung der Tiere. Vgl. auch *Limnaea auricularia* S. 378.

III, 34. **Dreissensia polymorpha.** Wander-, Dreikant- oder Schafklauenmuschel. Festsitzend auf Steinen, an Bohlen usw.. Larven planktonisch. Charakteristisch für die oligosaprobe Zone.

Crustacea.

Diaptomus graciloides (nicht abgebildet). Vorwiegend im Plankton größerer Seen.

III, 35. **Bosmina coregoni** (Rüsselkrebs). Häufiger Planktonorganismus; besonders in Seen.

Leptodora kindti (nicht abgebildet). Glaskrebs. Das bis 1 cm lange Tier ist sehr durchsichtig. Sehr gefräßiger Organismus. Entgeht wegen seines kräftigen Schwimmens fast immer dem Fang mit dem Planktonnetz.

Neuroptera.

Phryganea striata (nicht abgebildet). Köcherfliegenlarve. In der Uferregion.

Diptera.

III, 36. **Corethra plumicornis.** Die Larven schweben in horizontaler Lage im Wasser. Sie erscheinen zart, sind aber ziemlich widerstandsfähig.

Coleoptera.

III, 37. **Acilius sulcatus.** Räuberische Larve eines Schwimmkäfers.



Pisces.

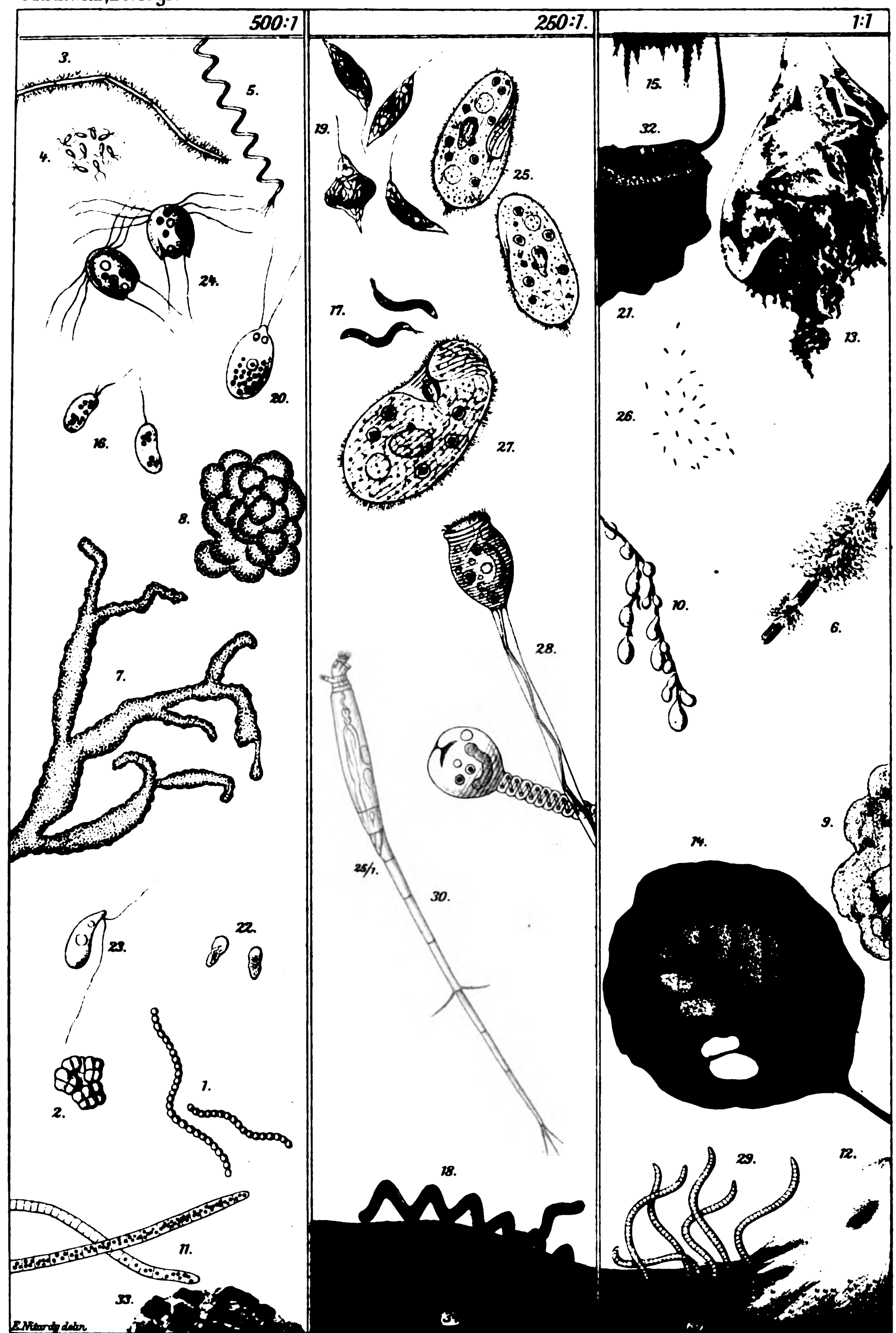
III, 38. **Alburnus lucidus.** Brut des Ukelei. Besonders die älteren Tiere auch in der mesosaproben Zone. Oligosaprob sind u. a. besonders die Forellen (*Trutta fario*), bei denen vor allem die Belüftung des Wassers eine hervorragende Rolle spielt.

Literatur.

1) Volk, R., Hamburgische Elb-Untersuchung. Vgl. S. 366 Nr. 34.
2) Kolkwitz, R., Mittlgn. Prüfungsanstalt f. Wasservers. u. Abwasserbes. Betr. Instrumente: 1907, Heft 9, S. 111—144; betr. Leptomitus: 1903, Heft 2, S. 34—98. Siehe auch Ber. d. D. bot. Ges. 1901, **19**, 288 u. 1903, **21**, 147.
3) Kurpjuweit, Über die Durchsichtigkeitsbestimmung von Vorflutern mit Hilfe einer Sehscheibe. Offiz. Ber. d. Preuß. Med.-Beamt.-Ver. f. 1910.
4) Kolkwitz, R., Schizomycetes. Krypt.-Flora d. Mark Brandenburg, 1909, **5**, Heft 1.
5) Appel u. Wollenweber, Grundlagen einer Monographie der Gattung Fusarium (Link). Arb. a. d. K. Biol. Anst. f. Land- u. Forstwirtsch. 1910, **8**, Heft 1.
Auf die folgenden Arbeiten sei für das spezielle botanische und zoologische Studium hingewiesen.
6) Kützing, F. T., Tabulae phycologicae. 20 Bände mit 2000 Tafeln. Nordhausen 1847.
7) Kützing, F. T., Species algarum. Leipzig 1849.
8) Schmidt, A., Atlas der Diatomaceenkunde. 1874 u. ff.
9) van Heurck, Synopsis des Diatomées de Belgique. 1880—1885. Mit zahlreichen Beiträgen von A. Grunow.
10) Müller, Otto, Englers Botan. Jahrb. 1903—1910 u. a. a. O.
11) Wittrock u. Nordstedt, Algae aquae dulcis exsiccatae. **1**, 1877; **35**, 1903.
12) Rabenhorst, L., Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. 2. Aufl., 1881 bis jetzt.
13) Cohn, Kryptogamenflora von Schlesien. Algen (1878) von Kirchner, Pilze (1889) von Schroeter, Moose von Limpricht. Characeen von A. Braun, Gefäßkryptogamen von K. G. Stenzel.
14) Lemmermann, E., Algen. Krypt.-Flora der Mark Brandenburg. 1910 u. ff.
15) Wille, N., Conjugatae und Chlorophyceae in Engler-Prantls natürlichen Pflanzenfamilien. 1. Teil, Abt. 2, 1897. Mit Nachtrag, 1909. Mit zahlreichen Literaturzitaten.
16) Kirchner, Osk., Die mikroskopische Pflanzenwelt des Süßwassers. 2. Aufl. 1891.
17) Selk, H., Beitr. z. Kenntnis d. Algenflora d. Elbe u. ihres Gebietes. Jahrb. d. Hamb. Wiss. Anst. 1907, **25**.
18) Heering, W., Die Süßwasseralgen Schleswig-Holsteins. Jahrb. d. Hamb. Wiss. Anst. 1905—1906, **23—24**.
19) Klebs, H., Die Beding. d. Fortpfl. b. einig. Algen u. Pilzen. Jena 1896.
20) Oltmanns, F., Morphologie u. Biologie der Algen. Jena 1904—1905.
21) Reichenbach, Icones florae germanicae et helveticae. Mit etwa 3000 Tafeln.
22) Ascherson u. Graebner, Synopsis der mitteleuropäischen Flora. 1896 u. ff.
23) Garcke, Aug., Illustrierte Flora von Deutschland. In zahlreichen Auflagen.
23a) Potonié, H., Illustr. Flora v. Nord- u. Mitteldeutschland. 5. Aufl., 1910.
24) Eyferth, Schoenichen, Kalberlah, Einfachste Lebensformen. 4. Aufl., 1909.
25) Lampert, K., Das Leben der Binnengewässer. 2. Aufl. 1910.
26) Steuer, Ad., Planktonkunde, 1910.
27) Bütschli, O., Protozoa in Bronns Klassen und Ordnungen des Tierreichs, 1880 bis 1889, **1**, Abt. I, II u. III.
28) Blochmann, Fr., Die mikroskopische Tierwelt des Süßwassers. Hamburg 1895.
29) Clessin, S., Deutsche Exkursionsmolluskenfauna. In mehreren Auflagen.
30) Brauer, A., Die Süßwasserfauna Deutschlands. Eine Exkursionsfauna in ca. 20 Heften. 1909 u. ff.

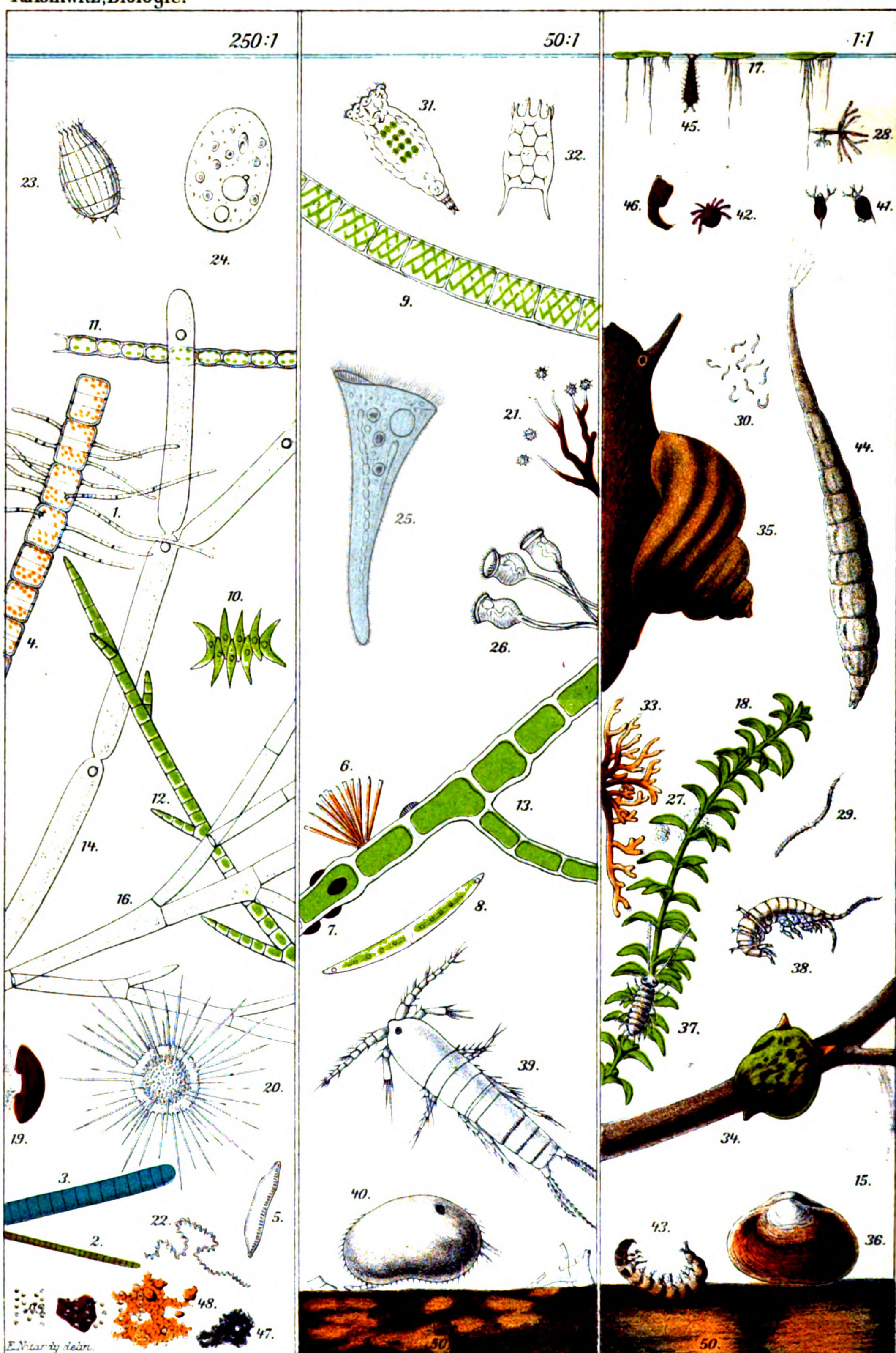
Tafel I. **Poly-Saprobien.**

Plankton-, Ufer- und Grundorganismen.



Handb. d. Hygiene. II, 2. E. Laue Lith. Inst. Berlin. Verlag von S. Hirzel in Leipzig.

Poly - Saprobien.



Handb. d. Hygiene. II, 2. E. Laue Lith. Inst. Berlin. Verlag von S. Hirzel in Leipzig.

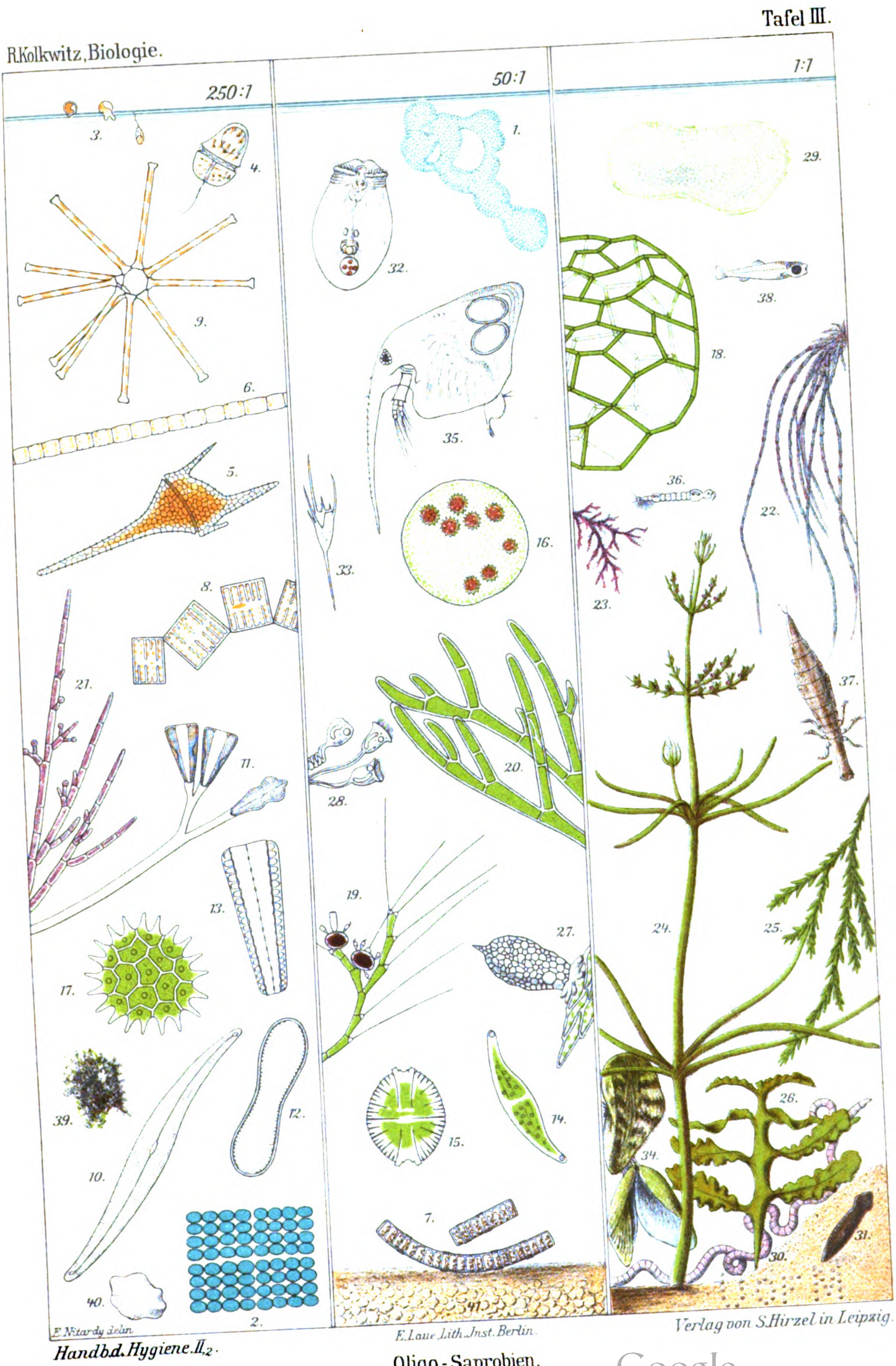
Meso-Saprobien.

Tafel II. **Meso-Saprobien.**

Plankton-, Ufer- und Grundorganismen.

Tafel III. **Oligo-Saprobien.**

Plankton-, Ufer- und Grundorganismen.


R.Kolkwitz, Biologie.
Tafel III.
250:1
50:1
1:1
3.
4.
9.
6.
5.
8.
21.
11.
13.
17.
39.
10.
12.
40.
2.
1.
32.
35.
33.
16.
28.
20.
19.
27.
14.
15.
7.
41.
29.
18.
38.
36.
22.
23.
37.
24.
25.
26.
34.
30.
31.
E. Nitardy deln.
E. Laue, Lith. Inst. Berlin.
Verlag von S. Hirzel in Leipzig.
Handb. d. Hygiene. II, 2.
Oligo-Saprobien.

Sachregister.

A

C

D



E

F

H

I (J)

K

L

M

N

O

P

Q

R

S

T

W

Z

Druck von August Pries in Leipzig.


UNIVERSITY OF MICHIGAN
3 9015 07099 2097

